



Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum Bredning 2011/2012

Dolmer, Per; Poulsen, Louise K.; Christoffersen, Mads Ole; Geitner, Kerstin; Larsen, Finn

Publication date:
2011

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Dolmer, P., Poulsen, L. K., Christoffersen, M. O., Geitner, K., & Larsen, F. (2011). *Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum Bredning 2011/2012*. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 245-2011

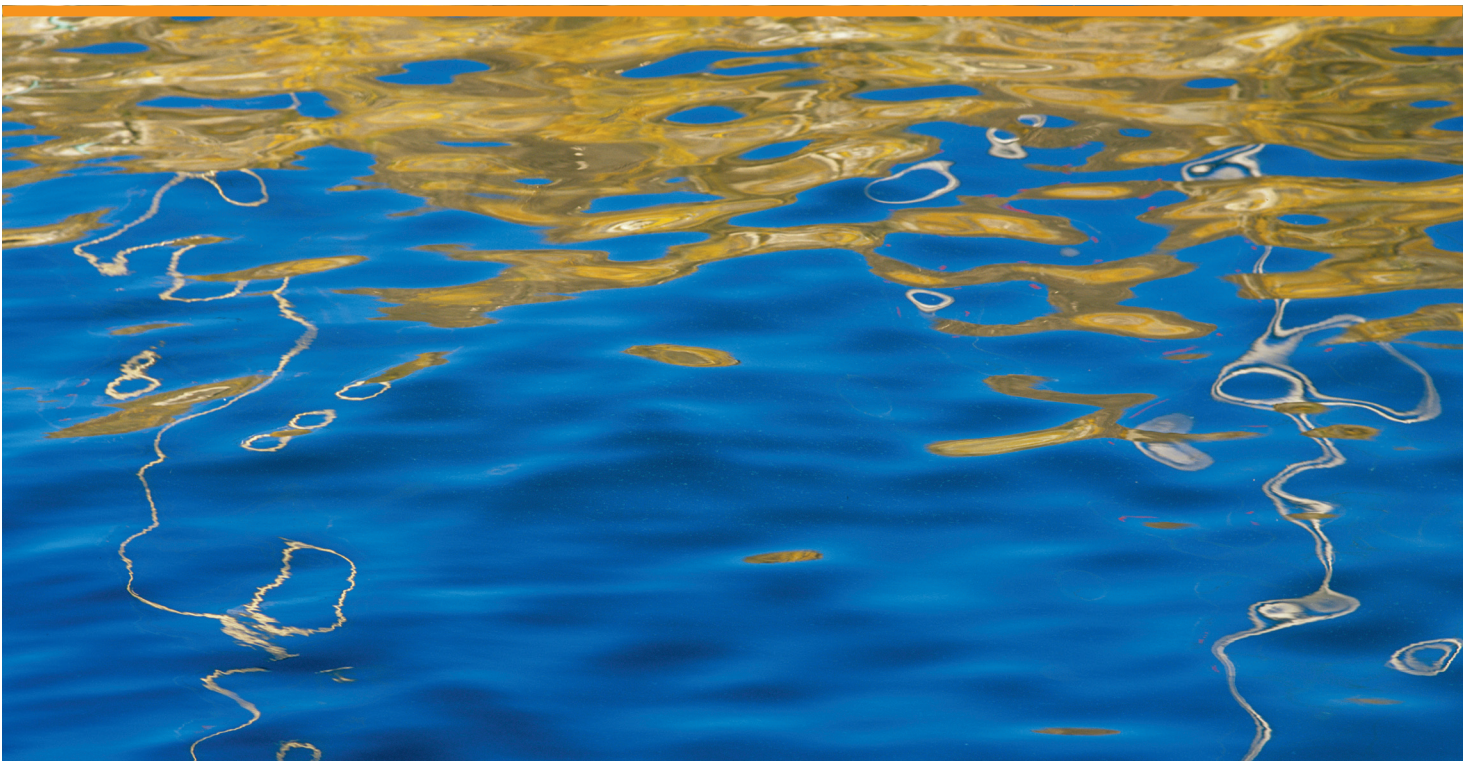
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum Bredning 2011/2012



DTU Aqua-rapport nr. 245-2011

Af Per Dolmer, Louise K. Poulsen,
Mads Christoffersen, Kerstin Geitner
og Finn Larsen

Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum Bredning 2011/2012

DTU Aqua-rapport nr. 245-2011

Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Kerstin Geitner
og Finn Larsen

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ AF KONSEKVENSVURDERING	5
1.1	Konsekvensvurderingens omfang	5
1.2	Fiskeplan (gælder for perioden 3. oktober 2011 – 15. maj 2012).	5
1.3	Areal der direkte påvirkes af fiskeriet	6
1.4	Arealet af naturtypen der ønskes adgang til jf. Fiskeplan	6
1.5	Fiskeriets forventede påvirkning af fuglebeskyttelsesområder og habitatområdet	7
1.6	Kumulative effekter	12
2	INDLEDNING	13
3	RESUME AF FISKEPLAN FRA FISKERIETS ORGANISATIONER	15
4	GENERELT OM NISSUM BREDNING	15
5	FISKERIBESKRIVELSE	17
6	DATAGRUNDLAG FOR KONSEKVENSANALYSEN	17
6.1	Iltforhold	19
6.2	Sigtdybde	19
6.3	Ålegræs	20
6.4	Makroalger	22
7	BESTANDSUDVIKLING FOR EUROPÆISK ØSTERS I NISSUM BREDNING	24
8	PÅVIRKET AREAL	27
9	FUGLEBESKYTTELSESOMRÅDE 23-27-28-39	29
9.1	Fødegrundlag for muslingespisende fugle	30
9.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle	30
9.3	Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle	30
9.4	Forstyrrelse af fugle	31
9.5	Kumulative effekter	31
9.6	Konklusion	31

10	HABITATOMRÅDE H28	32
10.1	Ophvirvling af bundsediment og Sigtdybde	32
10.2	Påvirkning af substrat	34
10.3	Østersbestanden	35
10.4	Ålegræs	37
10.5	Makroalger	43
10.6	Bundfauna	49
11	BILAG IV ARTER	51
11.1	Fisk	51
11.2	Marsvin	52
11.3	Sæler	53
12	KUMULATIVE EFFEKTER	54
13	MULIGHEDER FOR TILPASNING AF ØSTERSFISKERI	54
13.1	Prøvefiskeri	54
14	REFERENCER	55
BILAG 1	UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR HABITATOMRÅDE 28	58
BILAG 2	UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR FUGLEBESKYTTELSESOMRÅDE 12	59
BILAG 3	FISKEPLAN	61
BILAG 4	MARINE HABITATTYPE DEFINITIONER	63

1 Resumé af konsekvensvurdering

1.1 Konsekvensvurderingens omfang

Område	Beskyttelser	Naturtyper og fuglebeskyttelser
Nissum Bredning	Habitatområde 28 (H28) Fuglebeskyttelsesområde 23 (F23) Fuglebeskyttelsesområde 27 (F27) Fuglebeskyttelsesområde 28 (F28) Fuglebeskyttelsesområde 39 (F39)	1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe 1150 Kystlaguner og strandsøer 1160 Større lavvandede bugter og vige 1170 Rev Fugle: Pibesvane Sangsvane Splitterne Fjordterne Havterne Dværgterne Pibeand Krikand Spidsand Hvinand Toppet skallesluger Fisk: Stavsild (<i>Alosa fallax</i>) Pattedyr: Spættet sæl og Marsvin

1.2 Fiskeplan (gælder for perioden 3. oktober 2011 – 15. maj 2012).

Produktionsområde	Østersfangst	Dybdegrænse for fiskeri (m)	Prøvefiskeri i forhold til fiskernes identifikation af egnede fiskepladser
1-4	450 ton søsters	4 m	ikke angivet

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeriet som angivet i fiskeplanen fra Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening (Bilag 3). NaturErhvervstyrelsen har dog fastlagt en dybdegrænse for fiskeriet på 4 meter, således at fiskeri ikke må foregå i områder med vanddybde på under 4 m. NaturErhvervstyrelsen har ligeledes fastsat en maksimal landingsmængde på 450 tons østers.

1.3 Areal der direkte påvirkes af fiskeriet

	Beregningsscenarie	Arealer af området forventet direkte påvirket af fiskeri af 450 t østers og andelen arealet udgør af den marine del af H28
A	4 timers skrabetid med hastighed på 3,5 knob og anvendelse af 2 skrabere	24 km ² - 10 %
B	Fiskeri på alle tætheder med en gennemsnitstæthed på 0,02 kg m ² og ved 50 % skrabere effektivitet	45 km ² – 19 %
C	Fiskeri på tætheder 0,035 kg m ² og ved 50 % skrabere effektivitet	26 km ² – 11 %

Arealet, der direkte påvirkes af østersfiskeriet, er beregnet ud fra forskellige opfiskningsscenarier. Beregningen medtager ikke påvirkningen fra prøvefiskeri. DTU Aqua vurderer, at 10-19 % af den marine del af H28 kan blive påvirket.

1.4 Arealet af naturtypen der ønskes adgang til jf. Fiskeplan

Naturtype	Samlet areal af Natura 2000 (km ²)	Fiskeriareal pr naturtype (km ²)	Fiskeriarealernes andel af naturtyperne (%)
1110	70 km ²	0,1 km ²	0,1%
1140	3 km ²	0 km ²	0 %
1150	4 km ²	0 km ²	0 %
1160	153 km ²	110 km ²	72 %
1170	1 km ²	0 km ²	0 %

Beregningerne angiver, hvor store arealer der ønskes adgang til i forbindelse med fiskeriet af 450 ton østers. Fiskeriet vil foregå i en del af området, og kun en andel af området vil blive direkte påvirket.

1.5 Fiskeriets forventede påvirkning af fuglebeskyttelsesområder og habitatområdet

Beskyttede fugle	
Fuglearter, der indgår i konsekvensvurderingen	Pibesvane Sangsvane Splitterne Fjordterne Havterne Dværgterne Pibeand Krikand Spidsand Hvinand Toppet skallesluger
Mængden af muslinger til rådighed for muslingespisende fuglearter (Hvinand)	Østersfiskeriet vil ikke forringe fødegrundlaget for muslingespisende fugle.
Fiskespisende arter (Toppet Skallesluger, Dværgterne)	Østersfiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af fødegrundlaget
Planteædende fugle (Pibesvane, sangsvane, pibeand, krikand, spidsand)	Østersfiskeriet vil ikke fjerne ålegræs på dybder, hvor planteædende arter har adgang til ålegræs.
Forstyrrelse	Fiskeriet vil ikke medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle.
Konklusion vedrørende beskyttede fugle	<p>Fiskeri af østers vil ikke påvirke fødegrundlaget for de muslingespisende fugle.</p> <p>Fiskespisende arter (toppet skallesluger og de fire ternearter) vil ikke få forringet adgang til føde, idet østersfiskeriet ikke vil påvirke forekomsten af mindre fisk i Limfjorden.</p> <p>Planteædende fugle (Pibesvane, sangsvane, pibeand, krikand og spidsand) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybder, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af østersfiskeriet.</p>

<p><i>Ophvirvling af sediment og sigtddybde</i></p> <p>Sigtddybde 2010 (marts - oktober)</p> <p>Sigtddybden 2011 (marts - oktober)</p> <p>Konklusion vedrørende ophvirvling af sediment og sigtddybde</p>	<p>4,0 m</p> <p>3,9 m</p> <p>Observationer af sigtddybden i området viser, at sigtddybden har svinget mellem 2,5 og 4,5 m i perioden 1982-2011. Sigtdybde i 2011 (marts til oktober, n = 16) var gennemsnitligt 3,9 m. Sigtdybden i 2011 er ikke forskellig fra sigtddybden i 2010, som var den anden højeste målt i området.</p> <p>I forbindelse med et fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. En høj tæthed af fartøjer (>30), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtddybden i maj måned 2012. Det indgår i fiskeplanen, at der maksimalt vil indgå 30 fartøjer i fiskeriet per produktionsområde i Natura 2000 området samtidigt. DTU Aqua vurderer, at fiskeriet ikke vil have en signifikant effekt på sigtddybden eller på ophvirvling af næringsstoffer i Nissum Bredning.</p>
---	--

<p><i>Sten</i></p>	<p>Ifølge Miljøministeriets basisanalyse for H28 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. I forbindelse med skrabning efter blåmuslinger er der årligt blevet fjernet omkring 30.000 tons sten fra Limfjordens bund og bragt varigt på land</p> <p>DTU Aqua: I forbindelse med østersfiskeriet sorteres fangsten ombord og skaller og sten mm. kastes overbord i produktionsområdet og kun østers over mindstemål landes i dette fiskeri.</p>
---------------------------	---

Østersbestanden	
Produktionsområde	1-4
Planlagt fisket mængde ifølge fiskeplan	450 ton
Total østersbestand	2648 ton
Fiskeri i % af total bestand	17 %
Konklusion vedrørende østersbestanden	<p>Det planlagte fiskeri af 450 tons østers i Nissum bredning vil fjerne ca 17 % af bestanden i perioden oktober 2011 til maj 2012. Bestanden af østers udgør i 2011 ca 2648 tons hvilket er et fald i forhold til 2010. Undersøgelser af bestanden har vist, at der ikke er en vækst i middelstørrelsen af østers, og der kan ikke registreres rekruttering i de undersøgte områder siden 2005. Nyrekruttering til bestanden er temperatur betinget, og efter en succesfuld rekruttering vil der kunne fiskes på rekrutter efter 3 år. På baggrund af bestandsdata er der beregnet, hvilken minimumsbestand der skal sikres i forhold til at sikre et reproduktionspotentiale på lang sigt (B_{lim}). B_{lim} er beregnet til 1481 tons. Med et fiskeri på 450 tons vurderes østersbestandens med udgangen af maj 2012 fortsat at være over B_{lim}. Fastsættelsen af B_{lim} er usikker, idet denne er baseret på et lille datagrundlag.</p>

Ålegræs	
Habitattype for naturtype	1110 og 1160
Potentiel udbredelse for ålegræs i Nissum Bredning	0 – 4,5 m
Observeret udbredelse i Nissum Bredning	0 – 3,4 m
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	> 20 år
Fiskeriets arealmæssige påvirkning af den observerede udbredelse	Der er ikke konflikt mellem ålegræssets observerede udbredelse og udbredelsen af det planlagte fiskeri.

Fiskeriets arealmæssige påvirkning af den potentielle udbredelse	4 - 4,5 m: ~ 5 km ² og udgør 5 % af ålegræssets potentielle udbredelse i naturtype 1110 og 1160 i H28.
Konklusion vedrørende ålegræs	<p>Ifølge Miljøministeriets basisanalyse for H28 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at ålegræsbestanden er i tilbagegang pga. eutrofieringen i området, fiskeriets fysiske forstyrrelse og fjernelse af ålegræsset og fiskeriets forringelse af sigtddybden som følge af resuspension og fjernelse af filtrerende østers.</p> <p>DTU Aqua vurderer, at et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte forekomster af ålegræs ikke kan forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet ved opfyldning med ålegræs. Ved fiskeri af øster i områder med ålegræs vil fiskeriet kunne pågå på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvilket vil hæmme nyetableringen og spredningen af ålegræsbestanden. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme, hvor ålegræs og østers danner en mosaik i udbredelse og ved prøvefiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.</p> <p>Det planlagte østersfiskeri med en dybdegrænse på 4 m er ikke i konflikt med den observerede udbredelse af ålegræs til 3,4 m. Østersskrab indenfor ålegræssets potentielle maksimale dybdeudbredelse i 2011 på 4,5 meter vil forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse indenfor naturtype 1110 og 1160.</p>

Makroalger	
Habitattype for naturtype	1160
Potentiel udbredelse (beregnet fra sigtddybden i Nisum Bredning)	hele området
Observeret udbredelse	0 – 8 m (1995-2000).
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	>5 år
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af den potentielle udbredelse	> 4 m ~ 110 km ² = 72 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160
Konklusion vedrørende makroalger	<p>Ifølge Miljøministeriets basisanalyse for H28 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at, makroalgerne er i tilbagegang pga. eutrofieringen i området, fiskeriets fysiske forstyrrelse og fjernelse af makroalgerne, fjernelse af sten og fiskeriets forringelse af sigtddybden som følge af resuspension og fjernelse af filtrerende muslinger.</p>

	<p>DTU Aqua: Østersskrab på dybder over 4 meter (= dybdegrænsen) inden for makroalgernes potentielle udbredelses område (hele området) vil begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse.</p> <p>Afskrabning af de oprindelige makroalger vil forøge risikoen for, at invasive og hurtigtvoksende makroalgearter, som forekommer på de dybder hvor der planlægges skab, såsom sargassotang, overtager det hårde substrat, og derved forhindrer en genetablering af de oprindelige, langsomt voksende alger. Østersskrab kan være fremmende for etableringen af invasive arter i området, hvoraf Sargassotang allerede er etableret i Nisum Bredning.</p>
--	---

<p>Bundfauna</p> <p>Forekomst</p> <p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning</p> <p>Genoprettelsestid for dyresamfund</p> <p>Konklusion vedrørende bundfaunaen</p>	<p>Naturtype 1110 og 1160</p> <p>Fiskeri vil foregå i:</p> <p>>4 m, i naturtype 1160: 110 km² = 72 % af naturtypen i naturtype 1110: 0,1 km² = 0,1 % af naturtypen</p> <p>>4 år i områder uden iltsvindspåvirkning</p> <p>Ifølge Miljøministeriets basisanalyse for H28 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at bundfaunaen er i dårlig tilstand pga. eutrofiering og iltsvind i området, fiskeriets fysiske forstyrrelse og fjernelse af bundfauna, fjernelse af sten og det afledte skift til små, hurtigt voksende arter.</p> <p>DTU-Aqua: Østersfiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Nisum Bredning vurderes effekten af østersfiskeriet til at være >4 år, idet Natura 2000 området ikke påvirkes af iltsvind.</p> <p>Der kan forekomme bundfauna i hele Nisum Bredning. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelses område (hele området) vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.</p>
---	--

<p>Andre beskyttede arter</p> <p>Stavsild</p> <p>Spættet sæl</p> <p>Marsvin</p>	<p>Stavsild vil ikke blive påvirket af østersfiskeri</p> <p>Østersfiskeriet vil ikke påvirke fødegrundlaget for spættet sæl. Dybdegrænsen for fiskeriet sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter, hvor sælerne opholder sig på land.</p> <p>Østersfiskeriet vil ikke påvirke fødegrundlaget for marsvin. Ved høje tætheder af fartøjer i et område kan der ske en forstyrrelse af arten.</p>
--	--

1.6 Kumulative effekter

<i>Eutrofiering og resuspension</i>	<p>Både eutrofiering og østersfiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.</p> <p>Den generelle eutrofiering af Limfjorden og Nisum Bredning medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. DTU Aqua vurderer at det konsekvensvurderede østersfiskeri ikke vil påvirke sigtddybden væsentligt i området.</p>
<i>Brilefiskeri</i>	<p>Der forekommer et fiskeri af østers med brile. Dette fiskeri er ikke reguleret med dybdegrænser. Fiskeriet er skånsomt, idet østers i dette fiskeri optages med et net påmonteret en stage. Fiskeriet foregår på lavere vanddybder.</p>
<i>Forstyrrelse af fugle</i>	<p>Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for fuglehabitatområderne F23, F27, F28, F39. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med østersfiskeriet. Med henblik på at kunne vurdere en evt. forstyrrelse af fugle ved østersfiskeri i forhold til den samlede forstyrrelse som skibstrafikken i Nisum Bredning medfører, kan skibstrafik gennem bro ved Oddesund anvendes. Herfra vurderes den årlige passage af fartøjer at være 8.000 - 9.000 fartøjer. Et fiskeri på 450 tons kan til sammenligning antages at medføre 1000 passager af broen med fiskefartøjer, såfremt det antages, at østers landes uden for Nisum Bredning. I alt udgør fiskeriet således ca. 10 % af den skibstrafik, der forekommer i området.</p>
<i>Forstyrrelse af marsvin og sæler</i>	<p>Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området (10%). Eventuel bifangst af sæler og marsvin i garn- og rusefiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af sæl- og marsvinebestanden i habitatområdet.</p>

2 Indledning

Hovedparten af produktionsområde 1-4 i Nissum Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 området indeholder fire fuglebeskyttelsesområde (F23, F27, F28 og F39) og et Habitatområde (H28). Arter, der indgår i Fuglebeskyttelsesområder, er angivet i Bilag 2. I Habitatområdet

(Bilag 1) indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder **1110** Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand, **1140** Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, **1150** Kystlaguner og strandsøer, **1160** Større lavvandede bugter og vige, **1170** Rev med et areal på henholdsvis 70 km² - 3 km² - 4 km² - 153 km² og 1 km² (Figur 1). Udbredelsen af naturtyper er ændret siden konsekvensvurderingen 2010/2011. Naturtypen Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) og Kystlaguner og Strandsøer (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Endvidere vil der ifølge fiskeplanen ikke blive fisket på Rev (1170). Disse naturtyper inddrages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering.

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet med henblik på at afdække, hvilke effekter et fiskeri af østers vil have på Natura 2000 området i Nissum Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for Fuglebeskyttelsesområderne og Habitatområdet og i forhold til den fiskeplan for muslingefiskeriet, der er udarbejdet af Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening () og de præmisser for fiskeriet, der er opstillet af NaturErhvervstyrelsen i forhold til en dybdegrænse for fiskeriet på 4 meter og en maksimalt landet mængde på 450 tons. Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til præmisser, der er opstillet af NaturErhvervstyrelsen og fiskeplanen og vurderer kun effekten af fiskeriet inden for fiskeplanens tidsrammer dvs. perioden 3. oktober 2011 – 15. maj 2012. Konsekvensvurderingen af fiskeplanen er en videnskabelig proces, der udelukkende er udført af DTU Aqua på baggrund af tilgængelig data og undersøgelser. I nærværende rapport vurderes fiskeriet i forhold til den basisanalyse, der er udarbejdet for området (Miljøcenter Aalborg, 2007). Basisanalysens vurderinger er i rapporten gengivet i grønne bokse, og de relevante afsnit er fremhævet.

Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af østersfiskeri blev implementeret i maj 2008, hvorefter DTU Aqua udarbejdede de første konsekvensvurderinger for fiskeperioden 2008/2009 for østersfiskeri i Nissum Bredning. Denne første konsekvensanalyse af østers fiskeri er baseret på forholdsvis få datasæt og analyserne i nærværende rapport bygger på flere datasæt og giver dermed en mere præcis vurdering af det specifikke muslingefiskeris effekt på Natura 2000 området.

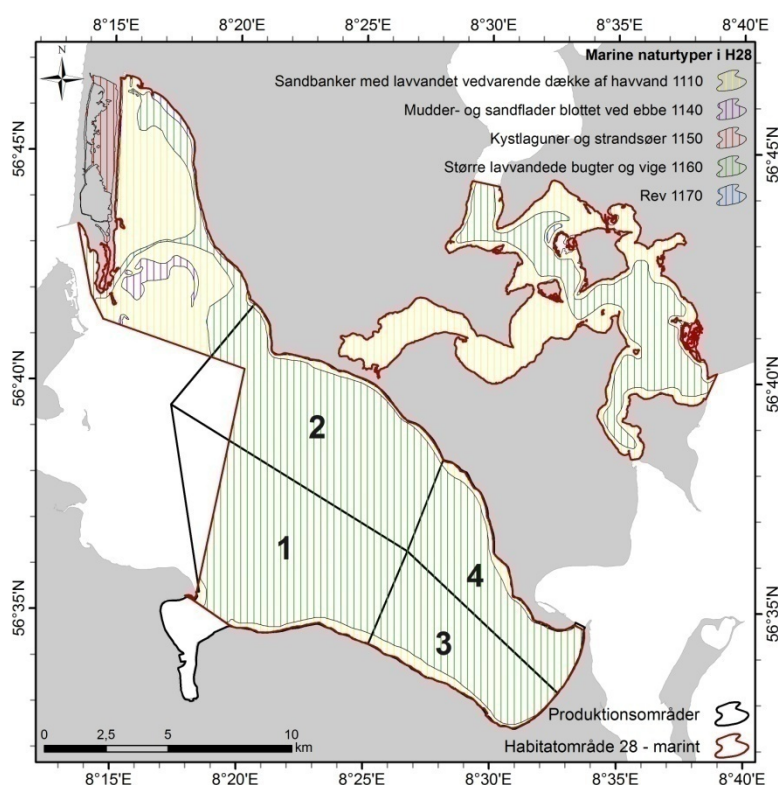
For naturtyperne, der indgår i Habitatområdet, er der ikke opstillet operationelle mål for opnåelse af gunstig bevaringsstatus. Det samme er gældende for de arter, der indgår i Habitatområdets udpegningsgrundlag. Det er således ikke muligt at vurdere en effekt af østersfiskeri i forhold til en specifik bevaringsmålsætning. Konsekvensvurderingen analyserer derfor effekten af fiskeriet i forhold til en general bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Endvidere vurderes effekter i forhold til arter, der er opført som bilag IV arter jf. habitatdirektivets artikel 12. Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 978 af 26/9 2008 §10 e) kan tilladelse til fiskeri meddeles hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet. Dette er defineret i **Guidance document: Managing Natura 2000 sites – udarbejdet af EU-kommissionen i 2000: "Hvad angår begrebet "integritet", skal det forstås som en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus."**

DTU har vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker udpegningsgrundlaget i Natura 2000 områdets mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser; ifølge Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d: "Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af artens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for arten. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når arten udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden

for en overskuelig fremtid vil blive mindsket.” På baggrund af en manglende specifik målsætning for Natura 2000 området i Nissum Bredning er denne vurdering baseret på Basisanalysens vurdering af en ugunstig bevaringstilstand i naturtype 1110 og 1160 (Miljøcenter Aalborg 2007): DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Basisanalysens vurdering af bevaringstilstanden i området. På grund af en manglende specifik målsætning er der ikke i konsekvensvurderingen udført en samlet vurdering af om disse påvirkninger skader områdets integritet.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for analyse af østersfiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder de bestandsundersøgelser DTU Aqua de senere år har gennemført, senest i marts 2011 og en specifik vurdering af effekten af det i fiskeplanen beskrevne fiskeri. Endvidere er der i afsnit 13 en faglig vurdering af, hvorledes det foreslåede fiskeri kan tilpasses i forhold til at gøre det mere skånsomt. Miljøcenter Ringkøbing, Miljøcenter Aalborg og DMU's datacenter har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen anvender de nyeste tilgængelige data. I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H28, anvender konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.

Det vurderes ikke i konsekvensvurderingen i hvilket omfang forvaltningen af østersfiskeriet skal tilpasses i forhold til at sikre en overholdelse af fiskeplanen.

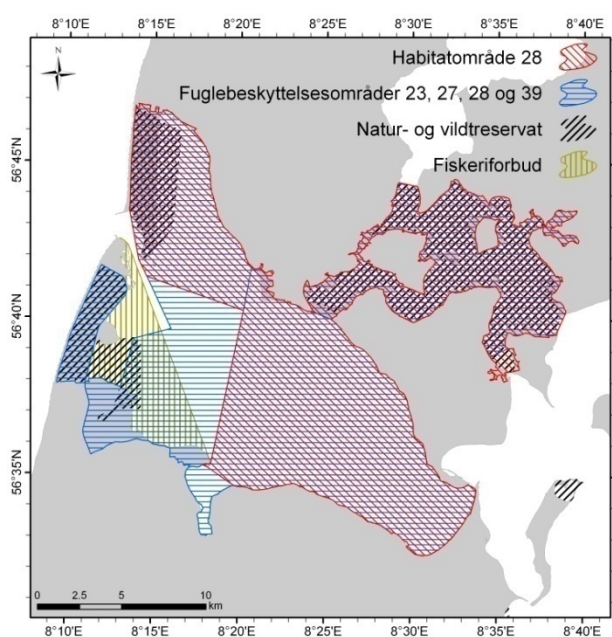


Figur 1. Konsekvensvurderingen undersøger effekten af et østersfiskeri på 450 ton østers fra Natura 2000 området i Nissum Bredning (H28). Kortet viser udbredelsen af de fire naturtyper: Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110), Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140), Kystlaguner og strandsøer (1150) og Rev (1170). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, da andre de andre naturtyper ikke forekommer i produktionsområde 1-4 på > 4 meter, hvor fiskeriet vil udføres

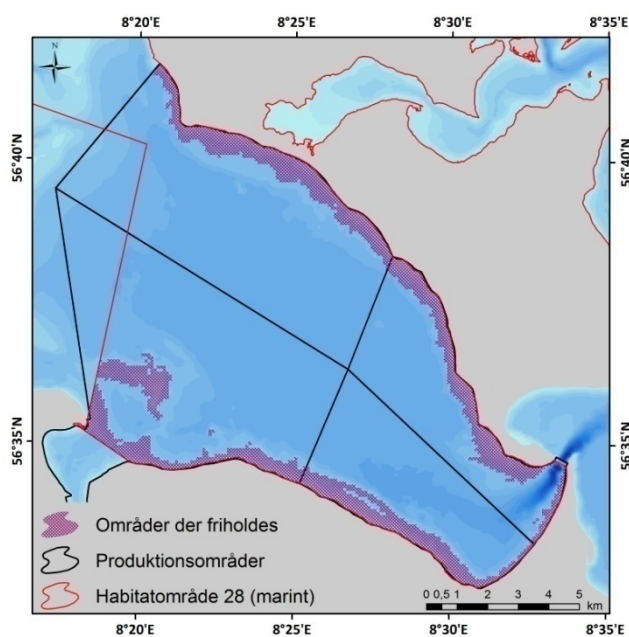
3 Resume af fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Muslingefiskeriets to organisationer, Danmarks Fiskeriforening og Centralforeningen, for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af østers i Natura 2000 området i Nissum Bredning i perioden 3. oktober 2011 – 15. maj 2012 (Bilag 3). NaturErhvervstyrelsen har for fiskeriet opstillet præmisser i forhold til en dybdegrænse for fiskeriet på 4 meter (Figur 3). og en maksimalt landet mængde på 450 tons. Effekten af en gennemførelse af fiskeriet analyseres i nærværende konsekvensanalyse.

I fiskeplanen fremsættes der forslag om fiskeri i produktionsområde 1-4. Der vil blive fisket i naturtype 1110 og 1160. Naturtype 1170 vil ifølge fiskeplanen blive friholdt for fiskeri.



Figur 2. Natura 2000 området i Nissum bredning med Habitatområde H28, Fuglebeskyttelsesområder og Natur- og Vildtreservat forbudsområde.



Figur 3. Områder i produktionsområde 1-4, der er på lavere vanddybde end 4 m og som friholdes for østersfiskeri.

4 Generelt om Nissum Bredning

Hovedparten af produktionsområde 1-4 i Nissum Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 området indeholder fire fuglebeskyttelsesområde (F23, F27, F28 og F39) og et Habitatområde (H28). Arter, der indgår i Fuglebeskyttelsesområder, er angivet i Bilag 2. I Habitatområdet (Bilag 1) indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder **1110** Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand, **1140** Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, **1150** Kystlaguner og strandsøer, **1160** Større lavvandede bugter og vige og **1170** Rev med et areal på henholdsvis 70 km² - 3 km² - 4 km² - 153 km² og 1 km² (Figur 1). Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer status for naturtyper og arter i udpegningsgrundlag og konkluderer endvidere i hvilket omfang elementer i udpegningsgrundlag har gunstig bevaringsstatus. Endvidere vurderer Basisana-

lysen, hvilke trusler der kan hindre en gunstig bevaringsstatus. Basisanalysens tilstandsvurdering af marine naturtyper i Limfjorden er (Miljøcenter Aalborg 2007):

Boks 1

Miljøministeriets Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Miljøcenter Aalborg (2007):

1110. Ikke eksponerede sandbanker på lavt vand med vedvarende vanddække, med eller uden under-vandsvegetation.

Arealerne vurderes ikke at have en gunstig bevaringsstatus som følge af eutrofiering. Det er sandsynligt, at eutrofiering er årsagen til at bestanden af ålegræs, som er fødegrundlaget for en række af de udpegede fuglearter, er gået kraftigt tilbage siden begyndelsen af 1970'erne. Endvidere er arts og individantallet af bundfisk væsentligt lavere end forventeligt.

1140. Mudder- og sandflader blottet ved ebbe.

De nuværende arealer er ikke undersøgt. Der er dog ikke forhold, som indikerer, at der ikke er en god tilstand. Arealernes størrelse er reduceret markant gennem de sidste 100 år som følge af inddæmninger.

1150. Kystlaguner og strandsøer.

Strandsøernes tilstand er ukendt, da områderne ikke indgår i den marine overvågning.

1160 Større lavvandede bugter og vige.

Arealerne vurderes ikke at have en gunstig bevaringsstatus, da plante- og dyrelivet er i en yderst ringe tilstand: Dybdeudbredelse af ålegræs og anden undervandsvegetation er kraftigt mindsket, som følge af skygning fra planteplankton. Det skyldes, at alt for store tab af næringsstoffer – især kvælstof – fra land medfører en markant forhøjet produktion og mængde af planteplankton. Bestanden af bundfisk er stærkt forarmet på arealer, hvor dybden er større end omkring tre meter. Arealerne udgør mere end halvdelen af den marine del af habitatområdet. Overvågningen viser, at biomassen er begrænset. Den dårlige tilstand skyldes, at en betydelig del af habitatområdet igennem en længere årrække været genstand for en intensiv skrabning efter østers og blåmuslinger. Det har udryddet mange langsomt-voksende arter og arter som er afhængige af fast underlag. Endelig indikerer forekomst af imposex hos dværgkonk i habitatområdet, at bundfaunaen er påvirket af organisk tin og muligvis andre miljøfarlige stoffer.

1170 Rev

Naturtypen Rev har ikke en gunstig bevaringsstatus, idet arealet gradvist bliver mindre. I forbindelse med skrabning efter blåmuslinger er der årligt blevet fjernet omkring 30.000 tons sten fra Limfjordens bund og bragt varigt på land. Endvidere vurderes det, at revene ikke har en gunstig bevaringsstatus som følge af eutrofiering. Dybdegrænsen for fastsiddende vegetation er formindsket som følge af skygning fra planteplankton. Endvidere er antallet og udbredelsen af eutrofieringsbetingede arter forøget.

Basisanalysens trusselsvurderinger er udarbejdet af Miljøministeriet er i denne rapport fremstillet i forbindelse med konsekvensvurderingen af hvert enkelt udpegningsselement (i grønne bokse). Basisanalysen påpeger overordnet, at eutrofiering og muslinge- og østersfiskeri forringer tilstanden i naturtyper i forhold til opstillede mål, og udgør en trussel i forhold til at opnå målsætningerne for habitatområdet. Da effekten af østersfiskeriet i forhold til en række parametre vil have en påvirkning, som vil være sammenfaldende med påvirkningen fra eutrofieringen, kan effekten af et østersfiskeri være vanskelig at isolere. Nærværende konsekvensvurdering vil således underestimere effekten af østersfiskeriet på en række punkter, idet effekten af eutrofiering kan vanskeliggøre en upåvirket eftervisning af fiskeriets effekt. Ved en forbedring af

vandkvalitet kan det således forventes, at effekten af et østersfiskeri bliver mere tydelig i forhold til en række parametre i udpegningsgrundlaget for Natura 2000 området.

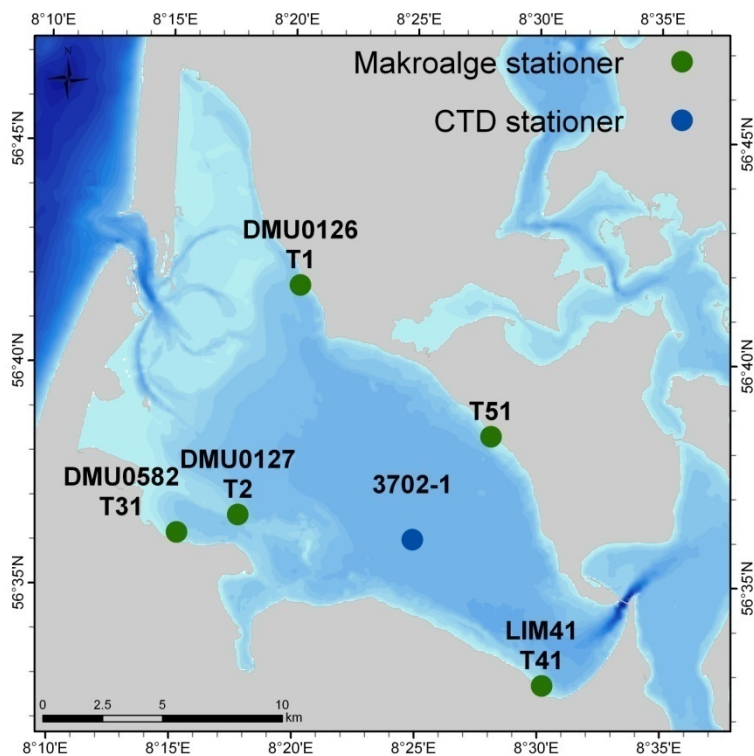
5 Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på europæisk østers (*Ostrea edulis*) i Limfjorden er reguleret af Bekendtgørelse 831 af 26/08/2005- samt senere ændringer. Bekendtgørelsen regulerer fartøjsstørrelser, redskabets størrelse, lukkede perioder, dybdegrænser, ugekvoter og mindstemål o.m.v. Til fiskeriet må der anvendes let østersskraber, der har en rammebredde på 100 cm, en højde på 22 cm og en samlet vægt i våd tilstand på 24 kg, CF skraber samt brile. Hvert fartøj må anvende to skraber ad gangen enten ophængt på en bom eller trukket i henholdsvis bagbord og styrbord side af båden.

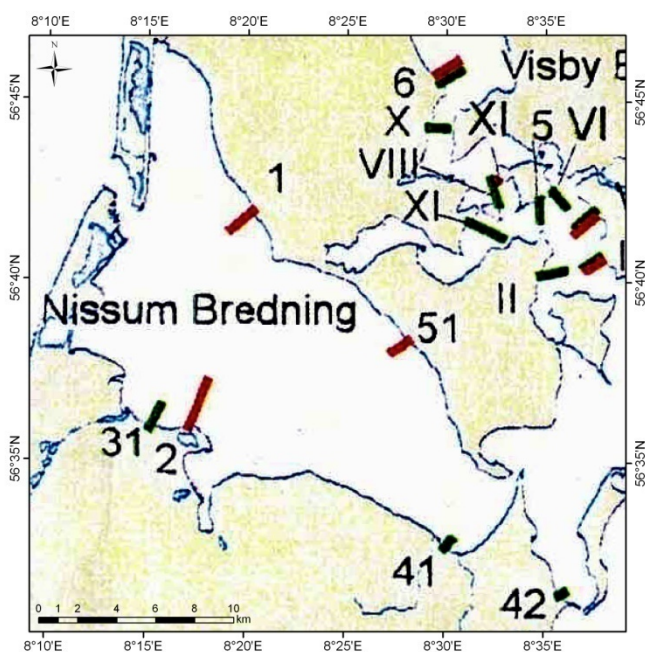
6 Datagrundlag for konsekvensanalysen

Nedenfor præsenteres de tidsserier og data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Nissum Bredning. Data for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser samt data fra miljøcentrenes overvågning. De tidligere amter, nu overtaget af Miljøministeriets Miljøcentre, har på en række faste stationer og transekter gennemført en omfattende indsamling af data i forbindelse med marine overvågningsprogrammer (Figur 4 og Figur 5), som er tilgængelig i DMU's åbne databaser MADS og ODA og i faglige rapporter. Data for monitoreringen af makroalger og ålegræs er dog indhentet direkte fra Miljøcenter Ringkøbing. For makroalger er stationer og transekter i mange tilfælde identiske (se Figur 4 og Figur 5), men det er på Figur 5 angivet, hvilke transekter der bliver målt hhv. makroalger og ålegræs. Det var ikke muligt at få nye data for makroalger hos Miljøcenter Ringkøbing pga. databaseproblemer.

For kortlægning af østers forekomst og biomasse har DTU Aqua gennemført undersøgelser i området fra 2004 - 2011, og disse data præsenteres endvidere.



Figur 4. Målestationer i Nissum Bredning i miljøovervågningen foretaget af Miljøcentrene og DMU. Ved station 3702-1 foretages bl.a. målinger af temperatur, ilt, salinitet, sigtdybde og sedimentforhold, mens der f.eks. ved station DMU0582 foretages målinger af ålegræs og makroalger.



Figur 5. Transekter for monitoring af ålegræs og makroalger i miljøovervågningen foretaget af Miljøcentrene og DMU. Transekter for makroalger er angivet med rød og transekter for ålegræs er angivet med grøn.

6.1 Iltforhold

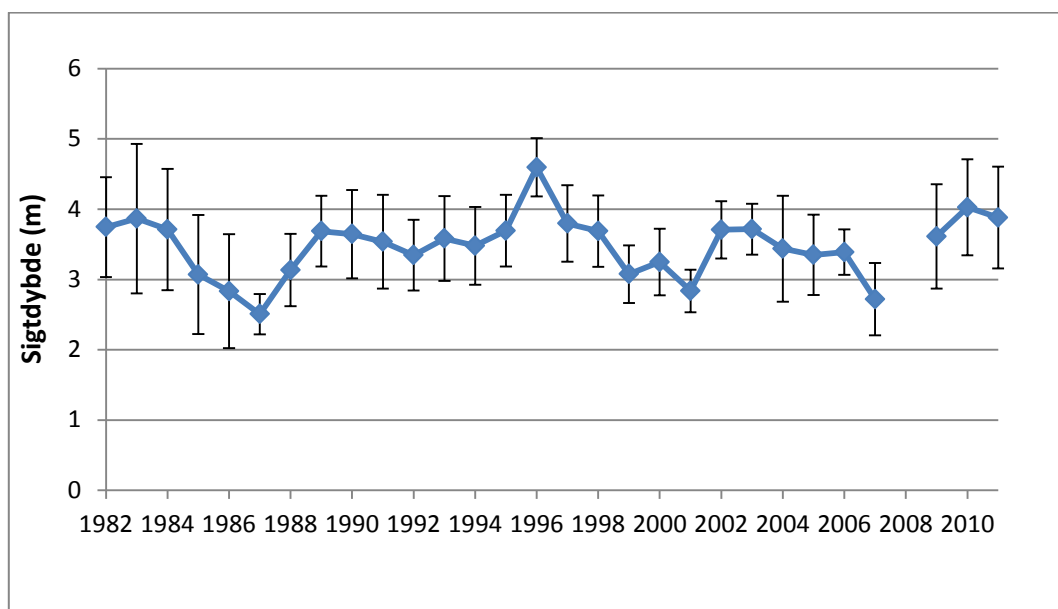
Iltkoncentrationen i Nisum Bredning er siden 1988 blevet målt af miljøcentrene i Ringkøbing og Ålborg. Der har ikke været iltsvind i Nisum Bredning i 2011. I foregående år har der heller ikke været observeret iltsvind i Nisum Bredning.

6.2 Sigtdybde

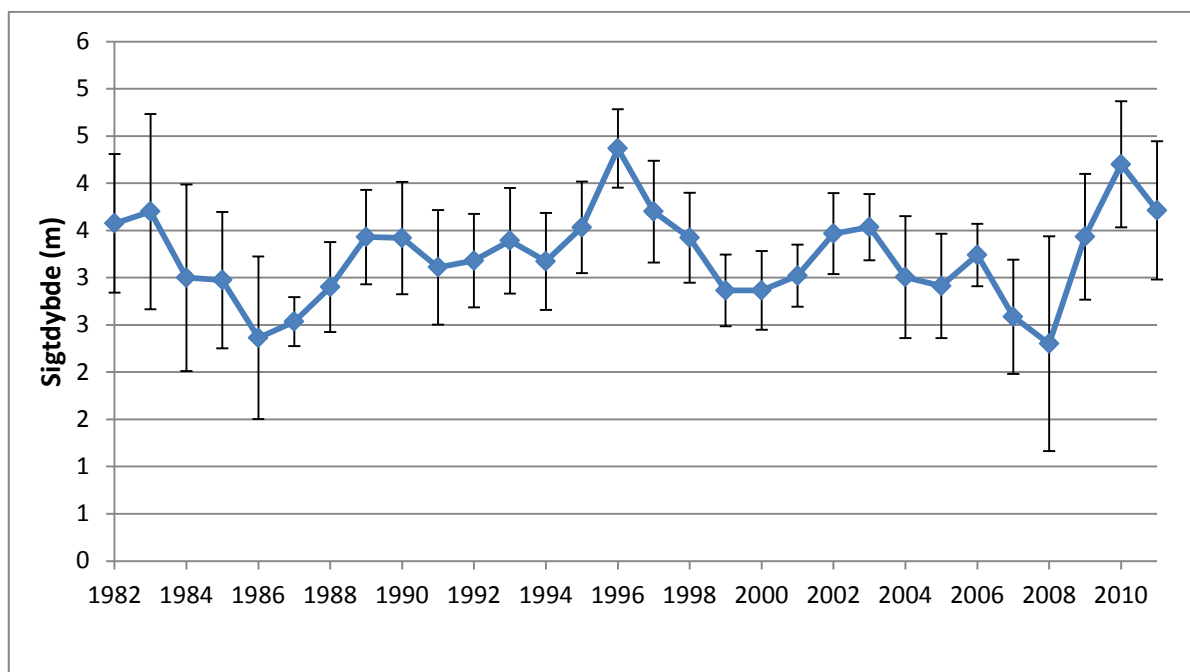
Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden målt på faste stationer af amter/miljøcentre. Af disse ligger en station (3702-01) inden for Natura 2000 området i Nisum Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybden i Nisum Bredning siden 1982. Figur 6 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1982 – 2011 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor reelt den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002). I Figur 7 er vist den gennemsnitlige sigtdybde for hele året, i samme periode.

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (Marts til oktober) af Miljøcenter Ringkøbing har siden starten af 1980'erne varieret mellem 2,5 – 4,5 m (Figur 6-7). Sigtdybde er i marts til oktober 2011 ($n = 16$) målt til gennemsnitligt at være 3,9 m. I 2010 var sigtdybden i den tilsvarende periode 4,0 m. Sigtdybden i 2011 er ikke signifikant forskellig fra 2010 (t-test, $p > 0.05$), og sigtdybden har derfor ikke ændret sig mellem 2010 og 2011.

Sigtdybden har betydning for udbredelsen af ålegræs og makroalger, idet ålegræs er begrænset af lys- og bundforhold. Sigtdybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne. Empiriske analyser i en række kystområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for ålegræs og makroalger (afsnit 10.4-10.5).



Figur 6. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts - oktober ved målestation 3702-01 for perioden 1982-2011. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n = 6-33$ per år)(Kilde: Miljøcenter Ringkøbing, DMU ODA 2009).

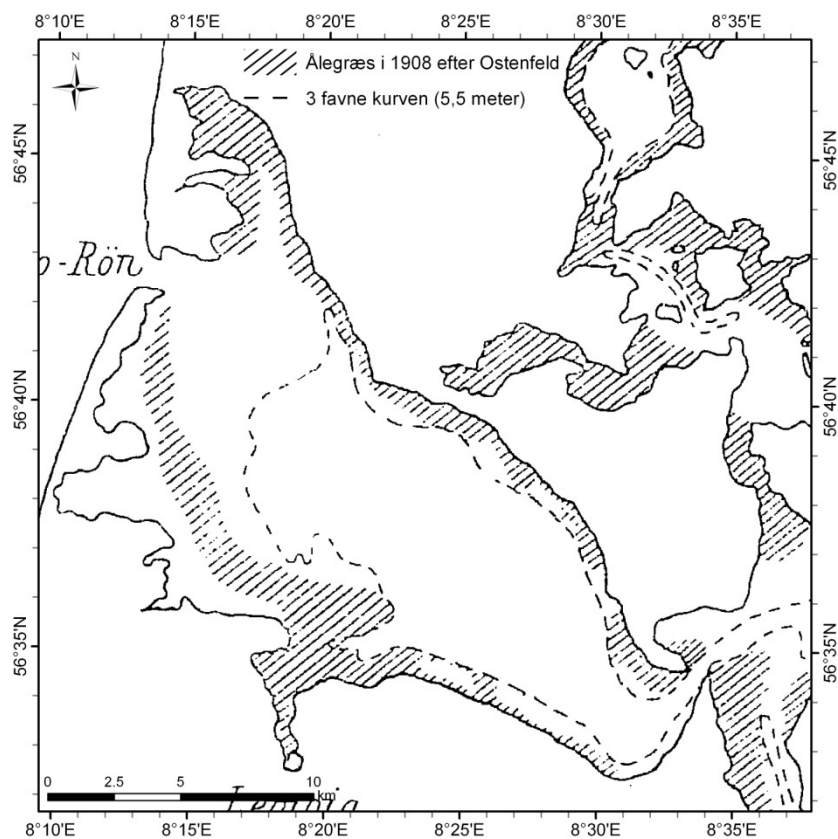


Figur 7. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) for hele året ved målestationen 3702-01, for perioden 1982-2011. For 2011 er data fra januar til oktober ($n = 18$) Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n=3-45$ per år)(Kilde: Miljøcenter Ringkøbing, DMU ODA 2009).

6.3 Ålegræs

6.3.1 Historiske ålegræsundersøgelser

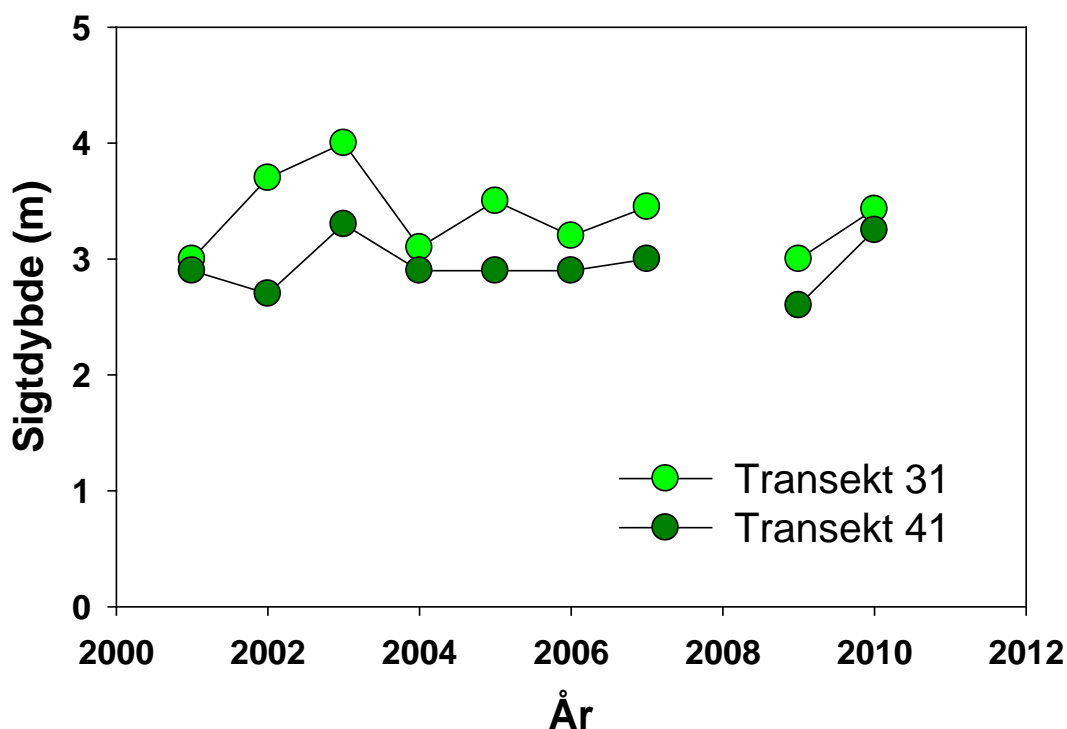
I starten af forrige århundrede undersøgte Ostenfeld udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Ostenfeld, 1908). I og ved Natura 2000 området i Nissum Bredning (Figur 8) blev der observeret ålegræs (Ostenfeld, 1908). Disse historiske udbredelser kan betragtes som en upåvirket reference status for dette område (DMU rapport 755).



Figur 8. Historisk udbredelse af ålegræs ud fra undersøgelser af Ostenfeld (angivet som skraverede felter). Den stiplede linje svarer ca. til 5,5 meter. (Kilde: Ostenfeld 1908).

6.3.2 Nuværende udbredelse af ålegræs

Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer. Relevant for Nissum Brednings Natura 2000 område er Transekt 31 og Transekt 41, hvorfra dybdeudbredelsen af ålegræs i perioden 2001-2009 er vist i Figur 9 (data for 2008 er ikke tilgængelige).

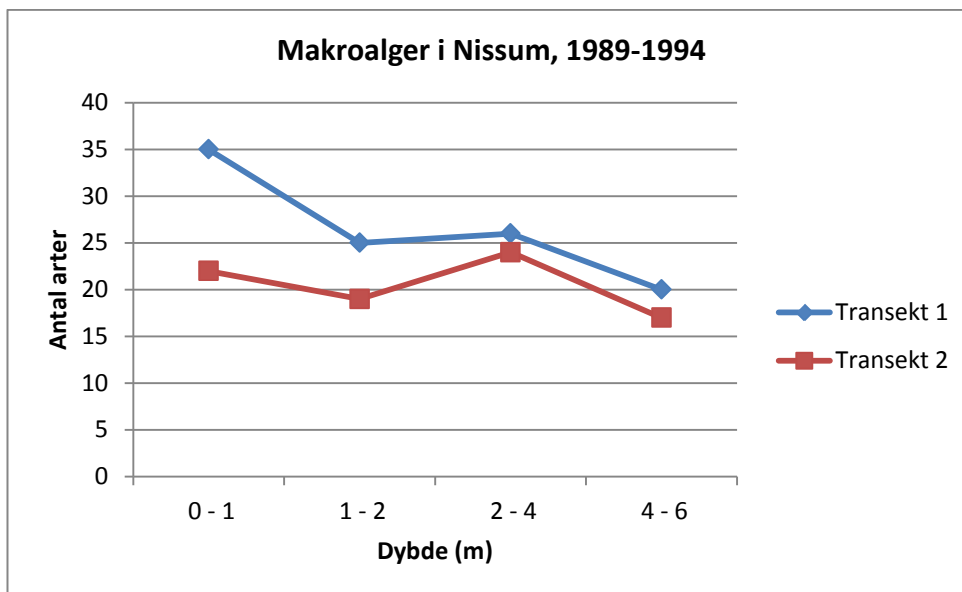


Figur 9. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Nissum Bredning på transekterne 31 og 41. Transekt 41 ligger i Natura 2000 området i Nissum Bredning (Miljøcenter Ringkøbing 2009). Transekt 31 ligger lige uden for H28, i et område som er lukket for østersfiskeri.

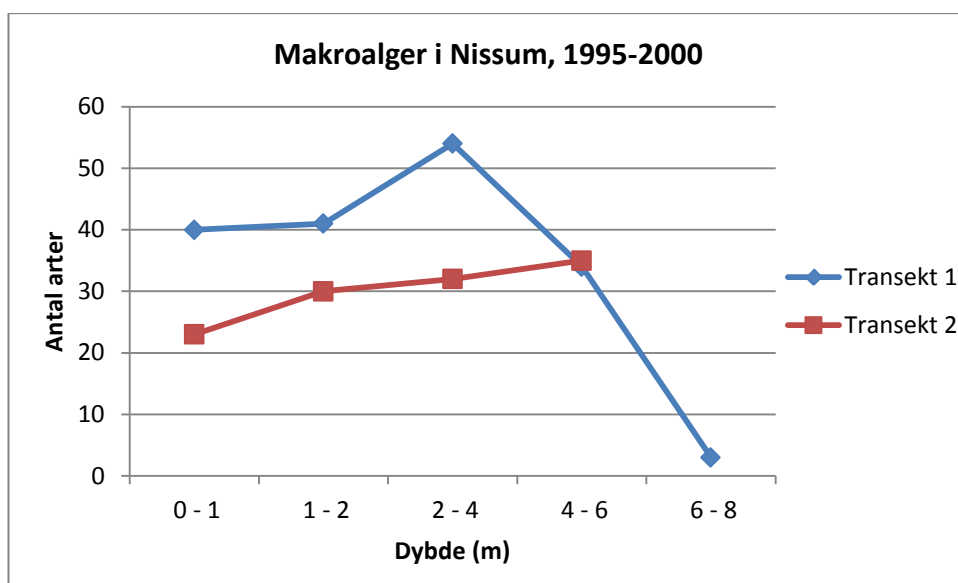
Ålegræssets dybdeudbredelse har i hele perioden ligget mellem 3 og 4 meter, men faldt i udbredelse mellem 2007 og 2009. Ålegræssets dybdegrænse er steget fra 2009 til 2010 til henholdsvis 3,4 og 3,3 m på Transekt 31 og 41 (Figur 9).

6.4 Makroalger

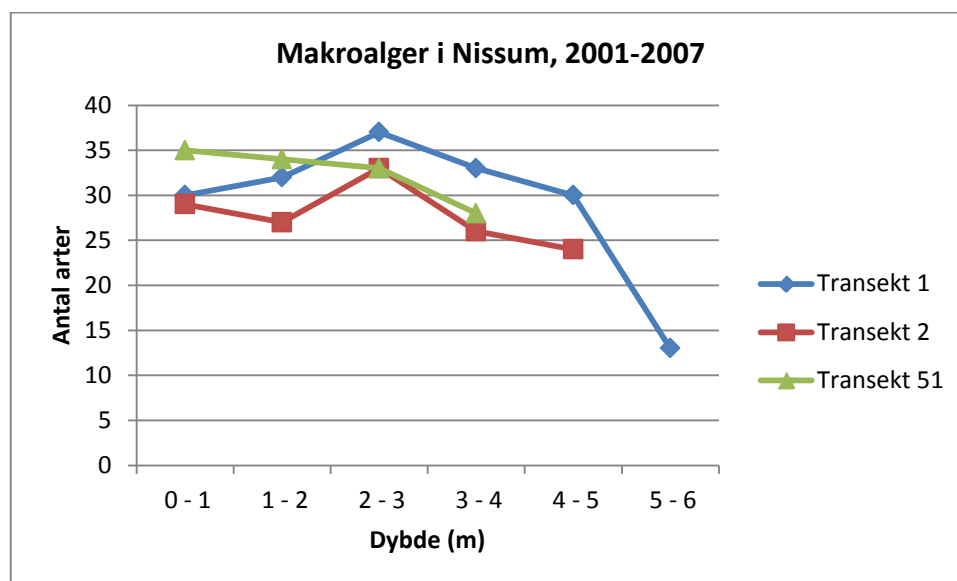
Forekomsten af makroalger i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på Transekt 1 (DMU0575), Transekt 2 og Transekt 51 i Nissum Brednings Natura 2000 område. Data for makroalger er tilgængelig fra 1989 – 2007, vist i Figur 10 - Figur 12. Data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse findes ikke for makroalger i Limfjorden. Det har ikke været muligt at få nye data for makroalger i Nissum Bredning for 2010 pga. databaseproblemer.



Figur 10. Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1 og 2 i 1989-94. Transekt 1 og 2 ligger begge uden for produktionsområde 1-4, hvor der fiskes østers.



Figur 11. Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1 og 2 i perioden 1995-2000. Transekt 1 og 2 ligger begge uden for produktionsområde 1-4, hvor der fiskes østers.



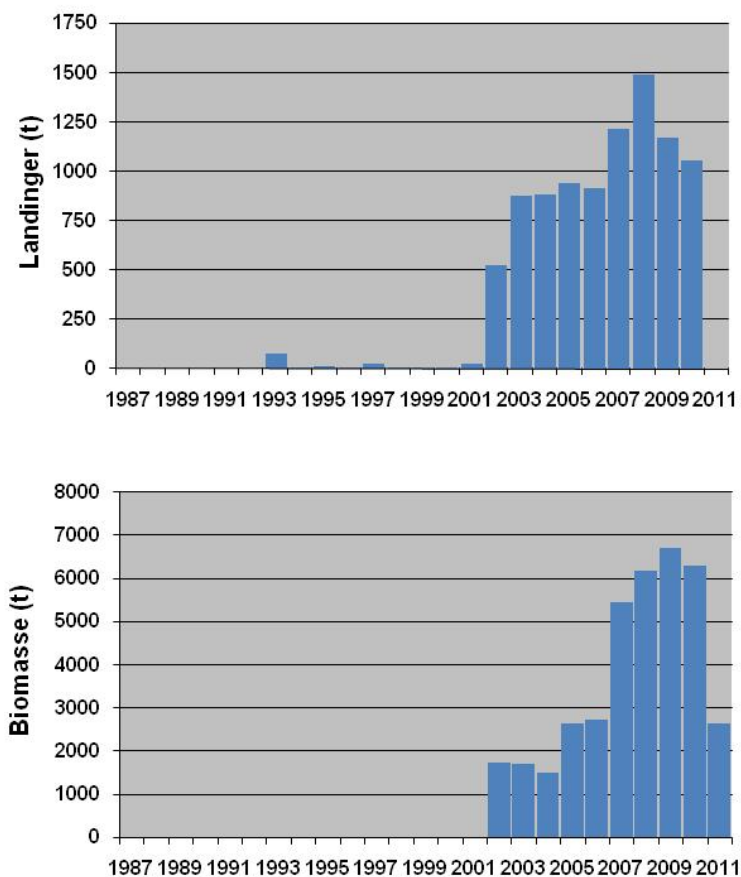
Figur 12. Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 1, 2 og 51 i perioden 2001 – 2007. Transekt 51 ligger indenfor produktionsområde 1-4, hvor der fiskes.

7 Bestandsudvikling for europæisk østers i Nissum bredning

Bestanden af europæisk østers har igennem tiden været svingende i Limfjorden. Efter en pause på godt 20 år startede et fiskeri på arten igen i 1990'erne. Frem til 2002 blev der landet under 100 tons om året, men derefter steg landingerne betydeligt (Figur 13). I 2002 blev der landet 528 tons svarende ca. til 5-6 mio. stk. østers, og i 2005 var den totale fangst på 940 tons svarende til ca. 12 mio. østers (Kristensen og Hoffmann 2006). I 2010 er fangsten 1056 tons. Første halvdel af 2011 er der landet 563 tons østers. Bestanden blev i 2004 estimeret til at være 2.100 tons. I foråret 2010 var den samlede bestand af europæisk østers på 6.300 tons. I marts 2011 var bestanden reduceret til 2648 tons.

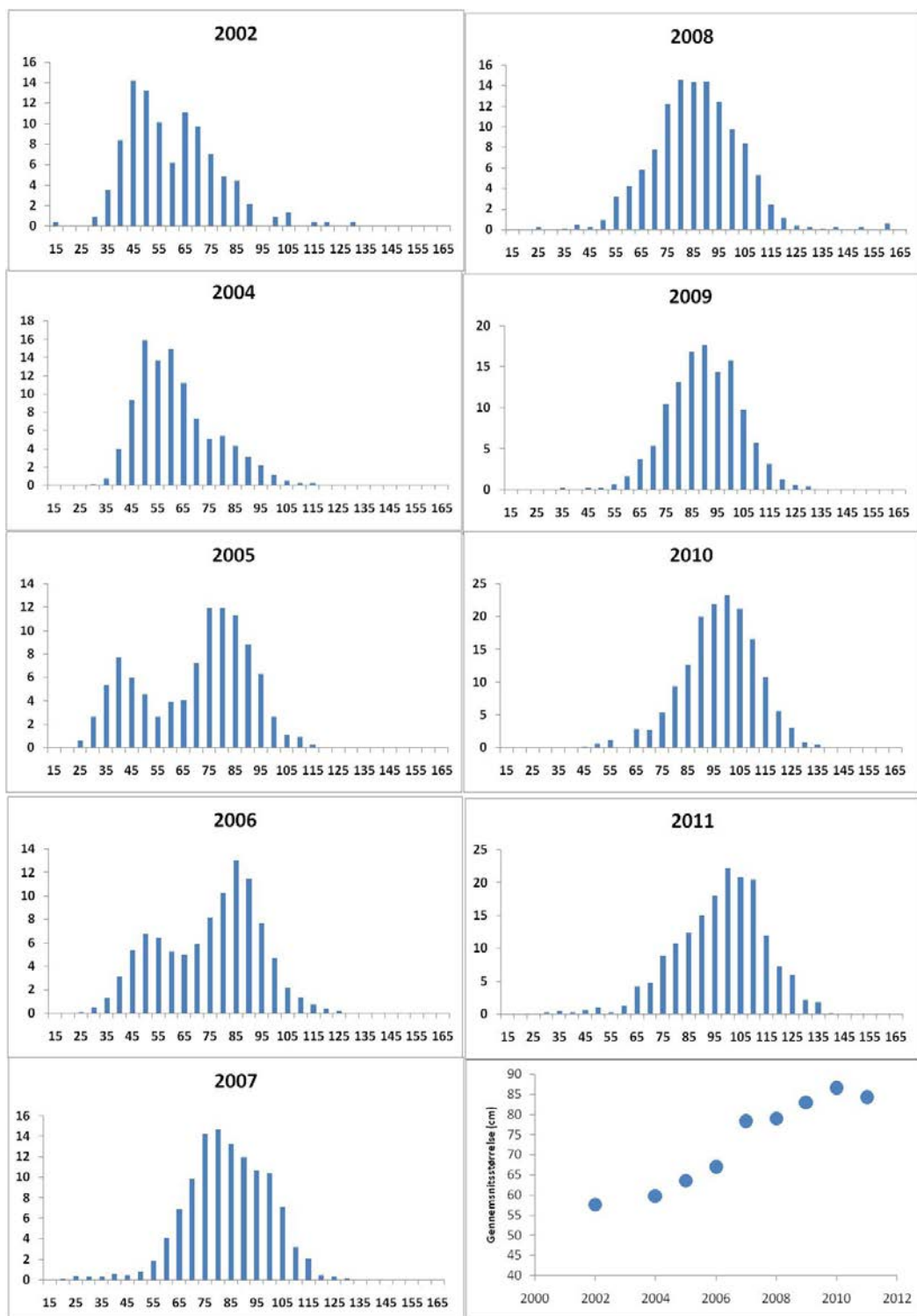
En forklaring på faldet i østersbestanden kan søges i de sidste års kolde vintre. Østers tåler ikke temperaturer under 0 grader. Der er tidligere set stor dødelighed i Kaas bredning ved temperaturer i bundvandet under 0 °C. I Essex er der rapporteret dødeligheder på mellem 50-75 % under kolde vintre i 1939-40 og 1946-47 (se referencer i Smyth et al. 2009).

En analyse af bestandsstrukturen af østers i Nissum Bredning har vist, at gennemsnitsstørrelsen af østers er øget fra 60 mm i 2004 til 87mm i 2010. I 2011 sker der et lille fald til 84 mm (Fig. 15). En analyse af størrelsesfordelingerne de enkelte år har vist, at der ikke siden 2005 har været en tydelig rekruttering til bestanden. I 2005 ses på størrelsesfordelingerne en tydelig kohorte med en gennemsnitsstørrelse på ca 37 mm. Kohorten kan ligeledes identificeres i 2006. Østers kræver en høj sommertemperatur, og det er således ikke udsædvanligt at der kan gå en årrække mellem succesfulde rekrutteringer. Tilsvarende fænomener er også rapporteret fra Irland (Smyth et al 2009) og ved den sydlige del af England (Kamphausen et al 2011).

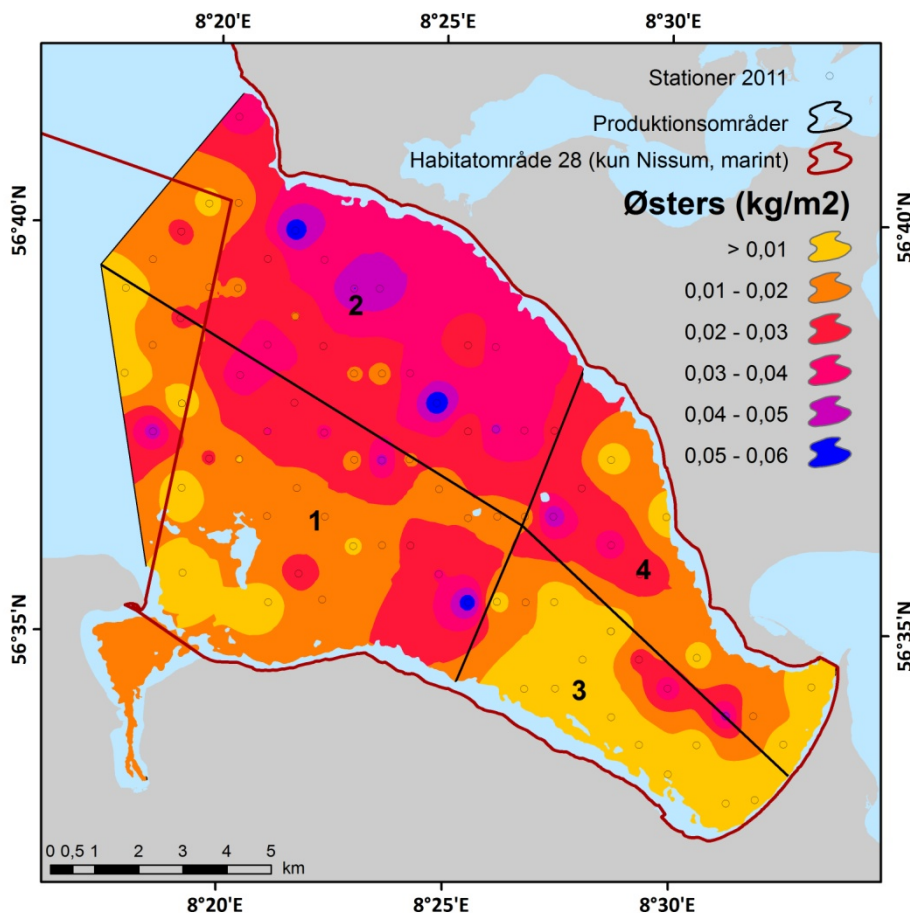


Figur 13. Landinger og bestandsstørrelsen af europæisk østers i Limfjorden

Størstedelen af østersfiskeriet foregår i Nissum Bredning, men også i farvandet nord for Venø og i Kaas Bredning er der bestande af østers, der udnyttes. Bestandstætheden aftager mod nordøst til Løgstør Bredning. Figur 15 viser fordelingen af østers i Nissum Bredning i marts 2011.



Figur 14. Størrelsesfordelinger af østers i 2002-2011. Endvidere vises i nederste højre hjørne gennemsnitsstørrelsen af østers i samme periode.



Figur 15. Udbredelsen af østers i Nissum Bredning i marts 2011.

8 Påvirket areal

Hovedparten af produktionsområde 1-4 i Nissum Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 området indeholder fire fuglebeskyttelsesområde (F23, F27, F28 og F39) og et Habitatområde (H28). Natura 2000 området er samlet 257 km², hvoraf ca. 232 km² er marint. I Habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder **1110** Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand, **1140** Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, **1150** Kystlaguner og strandsøer, **1160** Større lavvandede bugter og vige og **1170** Rev med et areal på henholdsvis 70 km² - 3 km² - 4 km² - 153 km² og 1 km²

Arealet af de tre naturtyper hvor østersfiskeri kan pågå i forhold til Fødevareministeriets bekendtgørelser, dvs. dybere end 4 meter er i alt 1010 km² fordelt på naturtyper på henholdsvis 0,1 km² (1110) og 110 km² (1110). Naturtyperne 1140, 1150 og 1170 forekommer ikke i området, hvor fiskeriet kan udføres (tabel 1).

Tabel 1. Det samlede areal af Natura 2000 området for naturtype 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand, 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, 1150 Kystlaguner og strandsøer, 1160 Større lavvandede bugter og vige, 1170 Rev. Endvidere angives faktisk og procentvis andel af arealet, hvor der må fiskes østers.

Naturtype	Samlet areal af Natura 2000 (km ²)	Fiskeriarealernes andel af naturtyper (km ²)	Fiskeriarealernes andel af naturtyper (%)
1110	70 km ²	0,1 km ²	0,1 %
1140	3 km ²	0 km ²	0 %
1150	4 km ²	0 km ²	0 %
1160	153 km ²	110 km ²	72%
1170	1 km ²	0 km ²	0 %

I forhold til at vurdere hvor stort et område, der direkte påvirkes af østersfiskeri kan forskellige beregninger gennemføres (Tabel 2):

(A) Det kan beregnes, at ved opfiskning af 1000 kg østers med en samlet skrabetid på 4 timer (2 skrabere af 1 m bredde) og en skrabehastighed på 3,5 knob påvirkes 0,052 km². Et samlet fiskeri på 450 tons kan således forventes at påvirke 24 km². Dette areal udgør 10 % af den marine del af Habitatområde H28.

(B) Gennemsnitsbestanden af østers i produktionsområde 1-4 er 0,02 kg m⁻². Opfiskning af 450 ton østers vil ved en effektivitet af skraberen på 50 % påvirke ca. 45 km² havbund eller 19 % af den marine del af H28.

(C) Udføres fiskeriet kun i områder, hvor østersbestanden har tætteste forekomster svarende til en tæthed på 0,035 kg m² vil fiskeriet påvirke 26 km². Dette areal udgør 11% af den marine del af Habitatområdet H28.

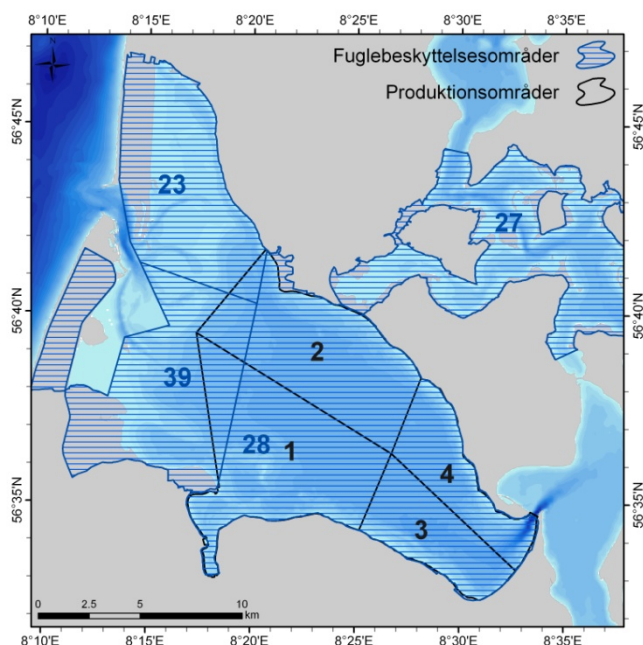
DTU Aqua vurderer, at 10-19 % af den marine del af H28 kan blive påvirket.

Tabel 2. Beregningsscenarier for arealer, der bliver direkte påvirket af fiskeri af 450 ton østers.

	Beregningsscenarie	Arealer af området forventet direkte påvirket af fiskeri af 450 t østers og andelen arealet udgør af den marine del af H28
A	4 timers skrabetid med hastighed på 3,5 knob og anvendelse af 2 skrabere	24 km ² - 10 %
B	Fiskeri på alle tætheder med en gennemsnitstæthed på 0,02 kg m ² og ved 50 % skraber effektivitet	45 km ² – 19 %
C	Fiskeri på tætheder 0,035 kg m ² og ved 50 % skraber effektivitet	26 km ² – 11 %

9 Fuglebeskyttelsesområde 23-27-28-39

Natura 2000 området ved Nissum Bredning er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde 23, 27, 28 og 39 (Bilag 2 og Figur 16). Langt størstedelen af fiskeriet vil foregå i fuglebeskyttelsesområder 28, men da produktionsområde 1 og 2 overlapper med fuglebeskyttelsesområder 23 og 39, er disse områder også medtaget i konsekvensvurderingen. Område 27 er afgrænset fra produktionsområde 1-4.



Figur 16. Kort over Fuglebeskyttelsesområde 23, 27, 29 og 39, samt produktionsområde 1-4 i Nissum Bredning.

I det område, der hovedsagligt vil blive påvirket af fiskeriet (F28), indgår der kun to arter i udpegningsgrundlaget (hvinand og toppet skallesluger). Begge arter er karakteriseret som trækfugle. Der indgår en række fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområde 23 og 39. Samlet set kan muslingefiskeriet påvirke arterne, pibesvane, sangsvane, splitterne, fjordterne, havterne, dværgterne, pibeand, krikand, spidsand, hvinand, toppet skallesluger.

9.1 Fødegrundlag for muslingespisende fugle

Af arter i udpegningsgrundlaget er det hvinand, der fouragerer på muslinger. I forbindelse med fiskeri af østers vil der kun blive landet østers med en størrelse over mindstemålet. Andre muslinger og østers under mindstemålet vil blive genudsat. Det vurderes derfor, at et fiskeri af 450 tons østers ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingespisende fugle.

9.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlaget for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlag (toppet skallesluger, og de fire ternearter) kan blive påvirket af østersfiskeri hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000 forringes i forhold til at producere og opretholde en bestand af mindre fiskearter. Undersøgelser af den tidsmæssige udvikling i fiskefaunaen på større dybde end 3 meter i Limfjorden viser, at fødegrundlaget i forhold til forekomsten af mindre fisk er uændret.

9.3 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Pibesvane, sangsvane, pibeand, krikand og spidsand fouragerer på planter i lavvandede områder. Potentiel udbredelse af ålegræs kan blive påvirket af østersfiskeri (se afsnit 10.4). Det vurderes ikke at påvirkningen er af et omfang, så fødegrundlaget påvirkes på de lave vanddybder < 4 meter, hvor de to fuglearter søger føde.

9.4 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen angiver i trusselsvurderingen for hvinand og toppet skallesluger at forstyrrelse, herunder specifikt surfing, som trussel mod gunstig bevaringsstatus. For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. I forhold til at fiskeriet tidligst kan starte i oktober forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. På baggrund af fiskeplanen kan det vurderes at maksimalt 30 fartøjer vil have adgang til fiskeri i hvert produktionsområde Nissum Bredning i samme tidsperiode. Under fiskeri sejles der med en hastighed på 3-4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end forstyrrelse af hurtigtsejlende surfere. Et mål for fiskeriets forstyrrelse af fugle i udpegningsgrundlag kan være påvirkning af sigtdybde pga. resuspension af sediment. En øget resuspension vil specielt forringe de fiskespisende arters mulighed for at fouragere. For fiskeri af blåmuslinger med en to meter bred skraber er det vurderet, at mere en 15 fartøjer kan medføre en resuspension, der kan være af betydning for sigtdybden i perioder med lav vindinduceret resuspension. Ved fiskeri med østersskraber kan det på den baggrund vurderes, at en tæthed på over 30 østersfartøjer i et produktionsområdet kan medføre en reduceret sigtdybde. Denne reduktion kan have betydning for fuglearters mulighed for fødesøgning. En tæthed på under 30 fartøjer i et produktionsområdet kan sikre at fugle, der indgår i udpegningsgrundlaget, ikke forstyrres af østersfiskeriet i forhold til reduceret sigt.

9.5 Kumulative effekter

9.5.1 Jagt

Der drives jagt på arterne hvinand, pibeand, spidsand, krikand og toppet skallesluger i danske farvande. DMUs Vildtudbyttestatistik angiver jagtudbytte af nedlagte fugle og har vurderet jagtens påvirkning på arterne (<http://www.vildtudbytte.dk>). En række af arterne kan være påvirket af jagtaktiviteten. Jagtaktiviteter kan have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

Med henblik på at kunne vurdere en evt. forstyrrelse af fugle ved muslingefiskeri i forhold til den samlede forstyrrelse som skibstrafikken i Nissum Bredning medfører, kan skibstrafik gennem bro ved Oddesund anvendes. Herfra vurderes den årlige passage af fartøjer at være 8.000 - 9.000 fartøjer (2009). Et fiskeri på 450 tons kan antages at medføre 1000 passager af broen med fiskefartøjer, såfremt det antages, at østers landes uden for Nissum Bredning. I alt udgør fiskeriet således ca. 10 % af den skibstrafik, der foregår i området.

9.6 Konklusion

I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområderne i Nissum Bredning indgår en række arter.

Fiskeri af østers vil ikke påvirke fødegrundlaget for muslingespisende fugle.

Fiskespisende arter (toppet skallesluger og de fire terne-arter) vil ikke få forringet adgang til føde, idet fødegrundlaget i forhold til forekomsten af mindre fisk er uændret i Limfjorden.

Planteædende fugle (Pibesvane, sangsvane, pibeand, krikand og spidsand) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybder < 4 meter, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeriet.

Fiskeriet vil ikke medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle.

10 Habitatområde H28

Hovedparten af produktionsområde 1-4 i Nisum Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 området indeholder fire fuglebeskyttelsesområde (F23, F27, F28 og F39) og et Habitatområde (H28). Natura 2000 området er samlet 257 km², hvoraf ca. 232 km² er marint. I Habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder **1110** Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand, **1140** Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, **1150** Kystlaguner og strandsøer, **1160** Større lavvandede bugter og vige og **1170** Rev med et areal på henholdsvis 70 km² - 3 km² - 4 km² - 153 km² og 1 km². Fiskeri af østers vil kun blive udført i naturtype 1110 og 1160.

10.1 Ophvirvling af bundsediment og Sigtdybde

10.1.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Boks 2
Miljøministeriets Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Miljøcenter Aalborg (2007)
<i>Marine naturtyper</i>
I Vandrammedirektivets basisanalyse del II er det vurderet, at Limfjorden er meget påvirkelig over for effekten af tilførslen af overskud af næringsstoffer. Overvågningsresultater fra både den nationale og regionale overvågning viser, at hele Limfjorden er påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land, i sær af kvælstof (Limfjordsovervågningen 2005). Det medfører forøget opblomstring af planktonalger, hvilket nedsætter vandets klarhed og forringer ålegræssets dybdeudbredelse, samt forøger risikoen for iltsvind ved bunden.
Overvågning udført af Danmarks fiskeriundersøgelser i forbindelse med NOVANA (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2004) viser, at skrabning efter Blåmuslinger, specielt i vand på dybder større end 3 m i naturtype 1160 og 1170 har flere kraftige konsekvenser. Dels er der den umiddelbare konsekvens, at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Dels påvirkes dyrelivet generelt, således at små hurtigt voksende arter favoriseres på bekostning af langsomt voksende arter. Der er endvidere en vedvarende effekt, da skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Herved mister makroalger og dyr knyttet til fast substrat deres habitat. Endelig er skrabning efter Blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet - medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Omkring halvdelen af Limfjordens bundareal er udlagt til skrabning af Fødevarerministeriet. Her har skrabningen medvirket til at formindske bestanden af Blåmuslinger med omkring 80 % fra omkring 700.000 ton i første halvdel af 1990'erne til omkring 150.000 ton i 2006. Herved er muslingernes evne til at filtrere vandet blevet reduceret tilsvarende.

10.1.2 Konsekvensvurderingens analyse

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (Marts til oktober) af Miljøcenter Ringkøbing har siden starten af 1980'erne varieret mellem 2,5 – 4,5 m (Figur 6-8). Sigtdybde i 2011 var gennemsnitligt 3,9 m (mar-okt). Sigtdybden i 2011 er ikke signifikant forskellig fra i 2010, der var den anden højeste siden 1982, og sigtdybden er derfor i 2011 høj i området.

Resuspension ved muslingefiskeri

Fiskeri med bundsløbende redskaber vil ophvirvle sedimentpartikler og lokalt nedsætte sigtddybden i direkte forbindelse med fiskeriet. I forhold til muslingefiskeriet er der ved østersfiskeriet mindre behov for at skylle nettet i overfladen, og dermed en mindre afledt resuspension af sediment i vandsøjlen. En undersøgelse af fiskeri af blåmuslinger i Bredning (Riemann & Hoffmann 1991) viste en forøgelse af partikulært materiale i vandsøjlen på 14 gange umiddelbart efter muslingeskrab. I forsøgsområdet ($160\,000\text{ m}^2$) udgjorde resuspenderet materiale fra muslingeskrab 16% af det suspenderede materiale efter skrab af 1850 m^2 havbund. Koncentrationen af ammonium og silikat steg, og iltkoncentrationen faldt. Koncentrationen af partikulært materiale var tilbage til de oprindelige værdier allerede efter 60 min, hvilket formodentligt skyldes kraftig strøm i området, som førte både suspenderet partikulært materiale og næringsstoffer ud af måleområdet (Riemann & Hoffmann 1991). Denne undersøgelse repræsenterer således en minimums påvirkning for fiskeri af blåmuslinger og understreger at effekten i området afhænger af strøm og omfanget af muslingeskrab opstrøms for et område. I undersøgelsen vurderedes, at en betydelig ophvirvling af partikulært organisk materiale forekommer naturligt i Limfjorden ved vindhastigheder $> 15\text{ m s}^{-1}$, og at fiskeriets ophvirvling kun udgør en lille del af denne resuspension i perioder med vindinduceret opblanding (november til april). Riemann og Hoffmann (1991) vurderede, at i sommermånederne (maj til oktober) er vindhastighederne generelt lavere og ligger mellem 5 til 7 m s^{-1} og muslingefiskeri kan have betydning i forhold til øget resuspension og øget iltforbrug.

Hansen et al. (1999) har på to stationer i Løgstør Bredning (4 og 7,5 meters dybde) målt resuspension som funktion af strøm og vindpåvirkning. Maksimal resuspension målt som vertikalt flux var 10 gange højere på den lave station, og på den dybe station målt en tydelig resuspension ved en vindpåvirkning på 13 m s^{-1} , hvorimod den var 5 til 10 gange lavere ved en vindpåvirkning på $10\text{--}11\text{ m s}^{-2}$.

Riemann & Hoffmann (1991) konkluderede, at muslingeskrab vil reducere vandkvaliteten ved at forøge den interne næringsmængde, og forøge iltforbruget. Der hvor vindpåvirkningen er lav og næringsmængden i vandet er begrænsende for primærproduktionen formodes det, at fytoplanktonproduktionen i løbet af sommeren vil forøges i forbindelse med fiskeri.

Dyckjær et al. (1995) fandt at resuspensionen i forbindelse med fiskeriet generelt ikke havde nogen betydning sammenlignet med den vindinducerede resuspension, men også at mange både i samme område (>15 både) vil kunne påvirke resuspensionen og sigtddybden i den periode fiskeriet pågår. Dyckjær og Hoffmann (1999) har beregnet, at ved et fiskeri på ca. 100.000 tons bidrager muslingefiskeriet med ca. 1% af de suspenderede partikler i Limfjorden. Effekten af muslingefiskeri kan således isoleres til en lokal påvirkning.

Dyckjær og Hoffmann (1999) vurderede et muslingefiskeris effekt på resuspenderet materiale i Skivefjord. Ved et fiskeri med 20 fartøjer i Skive Fjord kunne det beregnes, at mængden af suspenderet øgedes med $22,5\text{ g tørstof m}^{-2}$ fra en baggrundskoncentration på $37\text{ g tørstof m}^{-2}$, der er den gennemsnitlige koncentration af suspenderet stof i Limfjorden. I den periode hvor der skrabs intensivt, vil der således ske en væsentlig øgning i resuspenderet materiale lokalt i området.

Resuspension ved østersfiskeri

Den viden, der eksisterer om resuspension i forbindelse med fiskeri med bundsløbende redskaber omfatter ikke østersfiskeri. Ifølge fiskeplan for fiskeri i Natura 2000 området i Nissum Bredning vil maksimalt 30 fartøjer indgå i fiskeriet samtidig i et produktionsområde. DTU-Aqua vurderer at resuspensionen ved det konsekvensvurderede østersfiskeri ikke er væsentlig, idet området fortrinsvis består af sand (mindre ophvirvling end i områder med mudder), redskabet er mindre og fangsten skylles ikke som ved blåmuslingefiskeri.

et. DTU-Aqua vurderer derfor, at resuspensionen i forbindelse med dette fiskeri ikke vil have en væsentlig virkning på hverken sigtddybden eller på ophvirvlingen af næringsstoffer.

10.1.3 Konklusion

Observationer af sigtddybden i området viser, at sigtddybden har svinget mellem 2,5 og 4,5 m i perioden 1982-2010. Sigtdybde i 2011 (marts til oktober, n = 16) har gennemsnitligt været 3,9 m. Sigtdybden i 2011 er ikke forskellig fra sigtddybden i 2010, som var den anden højeste målt i området.

I forbindelse med et fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. En høj tæthed af fartøjer (>30), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtddybden i maj måned 2012. Det indgår i fiskeplanen, at der maksimalt vil indgå 30 fartøjer i fiskeriet per produktionsområde i Natura 2000 området samtidigt. DTU Aqua vurderer, at fiskeriet ikke vil have en signifikant effekt på sigtddybden eller på ophvirvling af næringsstoffer i Nissum Bredning.

10.2 Påvirkning af substrat

10.2.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Boks 3

Miljøministeriets Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Miljøcenter Aalborg (2007):

Overvågning udført af Danmarksfiskeriundersøgelser i forbindelse med NOVANA (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2004) viser, at skrabning efter Blåmuslinger, specielt i vand på dybder større end 3 m i naturtype 1160 og 1170 har flere kraftige konsekvenser. Dels er der den umiddelbare konsekvens, at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Dels påvirkes dyrelivet generelt, således at små hurtigt voksende arter favoriseres på bekostning af langsomt voksende arter. **Der er endvidere en vedvarende effekt, da skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Herved mister makroalger og dyr knyttet til fast substrat deres habitat.** Endelig er skrabning efter Blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet - medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Omkring halvdelen af Limfjordens bundareal er udlagt til skrabning af Fødevarerministeriet. Her har skrabningen medvirket til at formindske bestanden af Blåmuslinger med omkring 80 % fra omkring 700.000 ton i første halvdel af 1990'erne til omkring 150.000 ton i 2006. Herved er muslingernes evne til at filtrere vandet blevet reduceret tilsvarende.

10.2.2 Konsekvensvurderingens analyse

Den lette østersskraber kan ikke håndtere hård bund med sten. Kommer redskabet i kontakt med sten, er der stor risiko for, at det bliver beskadiget, hvilket medfører stop i fiskeri. Fiskerne har derfor stor interesse i at undgå områder med hårdt substrat.

Ved fiskeri af blåmusling er en af de påvirkningstyper, der er beskrevet, lokal fjernelse af substrat såsom sten og skaller. Det er i forbindelse med forsøg dokumenteret, at substratet er af betydning for bundfaunens struktur, samt overlevelsen af blåmuslinger (Frandsen og Dolmer, 2002; Riis og Dolmer, 2003). Ved

østersfiskeri sorteres fangsten, i modsætning til fiskeri af blåmusling, umiddelbart efter hvert skrab, og bifangst af sten, skaller og bunddyr genudsmides. Fjernelsen af substrat fra havbunden er derfor ikke af betydning.

10.2.3 Konklusion

I forbindelse med østersfiskeriet sorteres fangsten ombord og skaller og sten mm. kastes overbord i produktionsområdet. Det er østers over mindstemål, der landes i dette fiskeri.

10.3 Østersbestanden

10.3.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Østers er en vigtig del af bundfaunaen. Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1160 og 1110 i H28. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af bundfaunaens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for bundfaunaen. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1110 og 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus.

Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer ikke trusler mod østersbestanden.

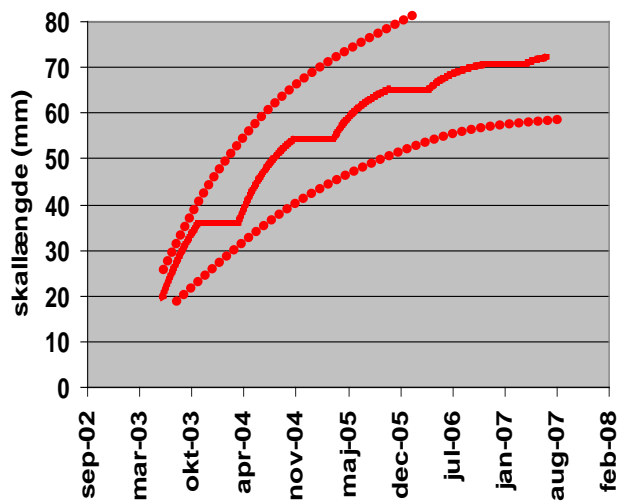
10.3.2 Konsekvensvurderingens analyse

Bestandsstørrelsen af østers i produktionsområde 1-4 er 2648 ton, og ved et fiskeri af 450 tons vil 17 % af bestanden blive opfisket.

Ud fra en simple vækstligning og estimerede væksthastigheder fra Nisum Bredning (Dolmer og Hoffmann, 2004) er det muligt at modellere væksten over længere perioder. Fig. 18 viser en beregnet vækst for østers i Nisum Bredning. Vækstmodellen viser, at østers er godt tre år om at opnå en fiskbar størrelse på 60 mm. Det skal dog bemærkes, at modellen angiver gennemsnitslængder, og at det pga. variationen i væksthastigheden vil være muligt at høste østers over mindstemålet inden. Modellen viser, at østers det første år er vokset til 25 mm, andet år til 45 mm, tredje år til 60 mm, og 70 mm det fjerde år.

En analyse af bestandsstrukturen af østers i Nisum Bredning har vist, at gennemsnitsstørrelsen af østers i 2010-2011 er 84-87 mm, og at der ikke sker en vægtbaseret tilvækst. Ligeledes viser analyser af størrelsesfordelingerne, at der ikke har været en betydende rekruttering siden 2005. Fiskeriet foregår i dag således på en bestand uden størrelsesvækst og uden en betydelig rekruttering.

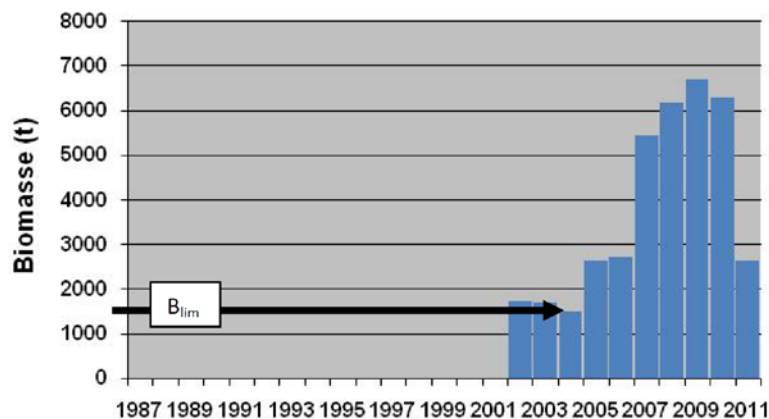
Bestanden kan forventes at være faldende de kommende år, indtil der indtræffer en god rekruttering. Da rekrutteringen er styret af klimaforhold, er det ikke muligt at forudsige, hvornår denne hændelse indtræffer. Efter en succesfuld rekruttering og yngelsætning vil det ifølge vækstmodellen tage 3 år, før rekrutterede østers kan indgå i fiskeriet.



Figur 17. Modelleret vækst af østers ud fra estimeret væksthastighed og under antagelse af vækstpause fra november til april. De stiplede linjer angiver, at der vil være store variationer i skallængder, og at denne variation vil øges over tid (fra Dolmer og Hoffmann, 2004).

Da rekrutteringen primært er bestemt af sommertemperatur, kan det antages, at den største rekruttering foregår på lavere vanddybde. DTU Aqua har ikke kendskab til om der er højere tæthed af mindre østers i disse områder. En beskyttelse af disse områder med en 4 m dybdegrænse for østersfiskeriet kan være hensigtsmæssigt i forhold til at beskytte yngelsætning.

Ved en vurdering af hvilken mængde østers der kan fjernes uden at reducerer bestandens mulighed for at genetablere sig ved en succesfuld rekruttering, kan bestandsudviklingen i forbindelse med rekrutteringen i 2005 betragtes. Rekrutteringen, der registreres i 2005, er produceret af østersbestanden i 2004. Den Biomasse af østers, der forekom i 2004 kan antages at være tilstrækkelig til at sikre en rekruttering og en populationsvækst (Fig. 19). Biomassen i 2004 på 1481 tons østers, er således den mindste biomasse i tidsserien, der har produceret en god rekruttering og er i nærværende vurdering anvendt, som den grænse under hvilken der er risiko for reduceret reproduktionspotentiale (B_{lim}). Med en bestandsstørrelse på 2648 tons østers, og et fiskeri i foråret 2011 på 563 tons østers vurderes det, at bestanden ved et fiskeri på 450 tons østers vil være over B_{lim} medio 2012.



Figur 18. Biomassen i 2004 var 1481 ton østers. Denne biomasse kan fastsættes til den nedre grænse for bestandsstørrelsen, der sikrer et højt reproduktionspotentiale (B_{lim})

Det skal bemærkes, at vurderingen af B_{lim} er baseret på analyse af en kort tidsserie. Der er i perioden sket en ændring i gennemsnitsstørrelsen af østers, der kan have betydning for bestandens reproduktionspotentiale. Samlet set er vurderingen således usikker.

10.3.3 Kumulative effekter

Der udføres på lavere vanddybder fiskeri med brile. Der gælder ikke dybdegrænser for dette fiskeri.

10.3.4 Konklusion

Det planlagte fiskeri af 450 ton østers i Nisum bredning vil fjerne 17 % af bestanden i perioden oktober 2011 til maj 2012. Bestanden af østers udgør i 2011 2648 ton hvilket er et fald i forhold til bestanden i 2010. Undersøgelser af bestanden har vist, at der ikke er en størrelsesvækst, og der kan ikke registreres rekruttering siden 2005. Nyrekruttering til bestanden er klimabetinget, og efter en succesfuld rekruttering vil der kunne fiskes på nyrekrutterede østers efter 3 år. På baggrund af bestandsdata er der beregnet, hvilken minimumsbestand, der skal sikres i forhold til at sikre et langsigtet reproduktionspotentiale (B_{lim}). B_{lim} er beregnet til 1481 tons. Et fiskeri på 450 vurderes ikke at påvirke østersbestandens langsigtede bestandsstørrelse. Vurderingen er usikker idet den er baseret på et lille datagrundlag.

10.4 Ålegræs

Habitatområdet, naturtyperne og ålegræs

Ålegræs er en central habitattype for naturtype 1110 og 1160 i H28. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af ålegræssets bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for ålegræs. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Basisanalysen for Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtyperne 1110 og 1160 ikke har gunstig bevaringsstatus.

10.4.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Særlige forhold som begrænser eller truer ålegræsbestanden i Nissum Bredning

Boks 4

Miljøministeriets Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Miljøcenter Aalborg (2007):

Marine naturtyper

Vandrammedirektivets basisanalyse del II er det vurderet, at Limfjorden er meget påvirkelig over for effekten af tilførslen af overskud af næringsstoffer. Overvågningsresultater fra både den nationale og regionale overvågning viser, at hele Limfjorden er påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land, især af kvælstof (Limfjordsovervågningen 2005). Det medfører forøget opblomstring af planktonalger, hvilket nedsætter vandets klarhed og forringer ålegræssets dybdeudbredelse, samt forøger risikoen for iltsvind ved bunden

Overvågning udført af Danmarks fiskeriundersøgelser i forbindelse med NOVANA (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2004) viser, at skrabning efter Blåmuslinger, specielt i vand på dybder større end 3 m i naturtype 1160 og 1170 har flere kraftige konsekvenser. Dels er der den umiddelbare konsekvens, at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Dels påvirkes dyrelivet generelt, således at små hurtigt voksende arter favoriseres på bekostning af langsomt voksende arter. Der er endvidere en vedvarende effekt, da skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Herved mister makroalger og dyr knyttet til fast substrat deres habitat. **Endelig er skrabning efter Blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet - medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation.** Omkring halvdelen af Limfjordens bundareal er udlagt til skrabning af Fødevarerministeriet. Her har skrabningen medvirket til at formindske bestanden af Blåmuslinger med omkring 80 % fra omkring 700.000 ton i første halvdel af 1990'erne til omkring 150.000 ton i 2006. **Herved er muslingernes evne til at filtrere vandet blevet reduceret tilsvarende.**

Basisanalysen for Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtyperne 1110 og 1160 ikke har gunstig bevaringsstatus.

Invasive arter: Flere invasive arter truer ålegræsset i område:

Japansk Gracilaria Tang (*Gracilaria vermiculophylla*) blev første gang observeret i Nibe og Gjøl bredninger i 2005. I 2006 bredte den sig massivt de to steder, og nu frygtes det, at den breder sig til store dele af Limfjorden. Gracilariatangen er en højst uønsket gæst, fordi den klumper sig sammen i store, tykke måtter. Herved skygger den for ålegræsset og dels lukker den ilten ude, så ålegræsset og bunddyrene kvæles (Miljøcenter Aalborg 2007).

Stillehavsosters (*Crassostrea gigas*) har de senere år spredt sig i den vestlige del af Limfjorden og antallet af fund er steget markant. Der er registreret stillehavsosters inden for habitatområdet på østsiden af Agger Tange, nord for Harboøre. Opbygningen af en bestand af Stillehavsosters kan udgøre en væsentlig trussel mod den biologiske balance i kystområder, især i naturtype 1110 og 1160. I hollandske kystområder har bestanden af denne østersart lokalt opbygget revlignende strukturer, der markant ændrer økosystemet. Blomsterplanter såsom ålegræs fastholdes til fjordbunden ved hjælp af et rodnet, og planterne kan derfor ikke vokse i områder, hvor der udelukkende er stenbund. Det samme gælder i områder, hvor bunden er dækket af muslingebanker (Miljøcenter Aalborg 1998).

Herbicider fra landbruget blev fundet i Nissum Fjord i efteråret 2007. Foreløbige beregninger viser, at middelkoncentrationen af diuron svarer til de niveauer, hvor man i forsøg har konstateret effekter på fotosyntesen og dermed tilvæksten af ålegræs (Dahllöf et al 2007).

10.4.2 Konsekvensvurderingens analyse

Et målrettet fiskeri med østersskraber i tætte ålegræsforekomster kan ikke forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet ved opfyldning med ålegræs. Fiskeri af østers i områder med ålegræs, vil kunne pågå på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvor der forekommer nyetablering af ålegræsbestande. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme, hvor ålegræs og muslinger danner en mosaik i udbredelse og ved prøvefiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.

Udbredelsen af ålegræs er kontrolleret af flere forhold. Markager et al., (2006) har analyseret miljøtilstanden i Limfjorden på baggrund af monitoringsdata for perioden 1985-2003 og vurderer, at der i forhold til iltsvind og dybdegrænse for ålegræs ikke er sket en forbedring af tilstanden. Derimod er dybdegrænsen for ålegræs faldet med omkring 50 % i perioden til godt 2 m i det meste af fjorden. Det vurderes i analysen at faldet er sket jævnt gennem hele perioden og i alle undersøgelsesområder i Limfjorden, dog med en svag forbedring i perioden 2001 til 2003. Lav saltholdighed, vind og høj indstråling er de faktorer, som vurderes har en markant negativ effekt på udbredelsen af ålegræs. Den afgørende faktor for ålegræs skønnes generelt i Limfjorden at være udbredelsen af iltsvind, og reduktionen i dybdeudbredelsen kobles derfor til stigningen i forekomsten af iltsvind.

Effekten af østersskrab på ålegræs

Direkte effekter

Østersskrab i områder med ålegræs medfører bifangst og ødelæggelse af ålegræs. Østersskrab på eksisterende bestande af ålegræs reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd ålegræsbevoksning, og hvis samme område skrabs gentagende gange.

Østersskrab og anden forstyrrelse af sedimentet hindrer vegetativ og seksuel formering i det skrabede område. Ålegræsset har et betydeligt spredningspotentiale, idet nyetablering af ålegræsbestande kan ske langt fra eksisterende bestande og foregår primært ved frøspredning. Planten vil således hurtigt kunne kolonisere nye områder under forudsætning af, at lys - og sedimentforhold er passende, og at beskyttelse mod fysisk forstyrrelse tillader bestandsetablering. Frøspredning kræver tilstedeværelsen af etablerede bestande, som kan producere frø. Ny forskning viser at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 meter) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen 2008).

Indirekte effekter

Sigtdybden er bestemmende for dybdeudbredelse af ålegræs (Olesen 1996). Basisanalysen påpeger at skrabning efter muslinger og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet er medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. DTU-Aqua vurderer, at resuspension i forbindelse med østersfiskeri ikke vil have en væsentlig effekt på sigtdybden eller ophvirvling af næringsstoffer (se Afsnit 10.1.2).

Kumulative effekter

Den generelle eutrofiering af Limfjorden og Nissum Bredning medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtdybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrab er alle effekter, som i sig selv kan påvirke sigtdybden

og derved dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. DTU-Aqua vurderer, at resuspension i forbindelse med østersfiskeri ikke vil have en væsentlig effekt på sigtdybden eller ophvirvling af næringsstoffer (se Afsnit 10.1.2).

Genetableringstid for ålegræs

Kolonisering af områder i umiddelbar nærhed (meter) af eksisterende ålegræsbede sker ved frøspredning og tidshorizonten kan være 3-5 år. Ugunstige forhold kan dog forlænge denne periode (Pedersen et al. 1999, Neckles et al. 2005). Langdistance spredning af frø over afstande større end 1 km er underkastet tilfældige hændelser og tidshorizonten er i bedste fald 5, 10 eller 20 år afhængigt af afstand, strømforhold og vækstvilkår i øvrigt (Pedersen et al. 1999, Neckles et al. 2005).

Ålegræsbestandens historiske udbredelse

Historiske ålegræsundersøgelser (Ostenfeld 1908) viser, at ålegræsset i 1908 var udbredt til 5,5 meters dybde i Nisum Bredning (Figur 8).

De tidligere Limfjordsamter og senere Miljøcenter Ringkøbing's undersøgelser i perioden 1998 til 2010 har monitoreret ålegræs på 2 transekter i Nisum Bredning (Figur 4 og Figur 5). Transekt 41 (LIM41, 2001 - 2007), som ligger indenfor habitatområdet; og på Transekt 31 (DMU0582, 1998 - 2007), som er placeret lige udenfor habitatområdet i et område lukket for fiskeri (Figur 2).

Data for Transekt 31 i 1998 til 2000 er ikke angivet på Figur 9, da en anden monitoringsmetode er anvendt før 2001, der ikke angiver den faktiske dybdegrænse for ålegræsset. For perioden 1998 til 2000 på Transekt 31 er der maksimalt observeret ålegræs mellem 4 og 6 meter.

Den maksimale dybdeudbredelse observeret i Nisum Bredning i perioden 2001 til 2009 var 4,0 meter i 2003 på Transekt 31, og mellem 4 og 6 meter i 1998 på Transekt 31.

Ålegræsbestandens observerede udbredelse

Definition: Den observerede maksimale dybdegrænse er den maksimale dybde, hvor levende ålegræs er observeret i området på én station/transekt og er baseret på de nyeste, tilgængelige data.

Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i H28 lå i 2010 på 3,4 og 3,3 meter på transekt 31 og 41 (Figur 9). Ålegræssets maksimale dybdegrænse er steget på begge transekter i forhold til målingerne i 2009.

Ålegræsbestandens potentielle udbredelse

Ålegræsset er begrænset af lys - og bundforhold. Den potentielle udbredelse af ålegræs, svarer til den dybde sigtdybden gør det muligt for ålegræsset at vokse ud til.

Definition: Den potentielle dybdegrænse svarer til den maksimale dybdeudbredelse, som kan forventes ved den aktuelle sigtdybde. Den potentielle dybdegrænse estimeres på baggrund af modeller, eller i det tilfælde hvor modellerne underestimerer den observerede dybdegrænse som den observerede maksimale dybdegrænse for ålegræs. Eller det observerede forhold mellem ålegræssets maksimale dybdegrænse og sigtdybden i det specifikke område (i følge eksisterende tidsserier).

Ålegræsset er begrænset af lys - og bundforhold. Den potentielle udbredelse af ålegræs, svarer til den dybde sigtdybden gør det muligt for ålegræsset at vokse ud til. Den potentielle dybdegrænse for ålegræsset i Nisum kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtdybden.

Empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for ålegræs (Krause-Jensen et al. 2008, Nielsen et al. 2002).

Sammenligning med den observerede maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i Limfjorden viser, at Krause-Jensen et al. (2008) generelt underestimerer den maksimale dybdegrænse for ålegræs, og disse modeller er derfor ikke medtaget i denne konsekvensvurdering.

Nielsen et al. (2002) finder ligeledes en lineær sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænsen for ålegræs; på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes hos Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

$$\text{Dybdegrænse(m)} = 0,339(\pm 0,611) + 0,786(\pm 0,126) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,606)$$

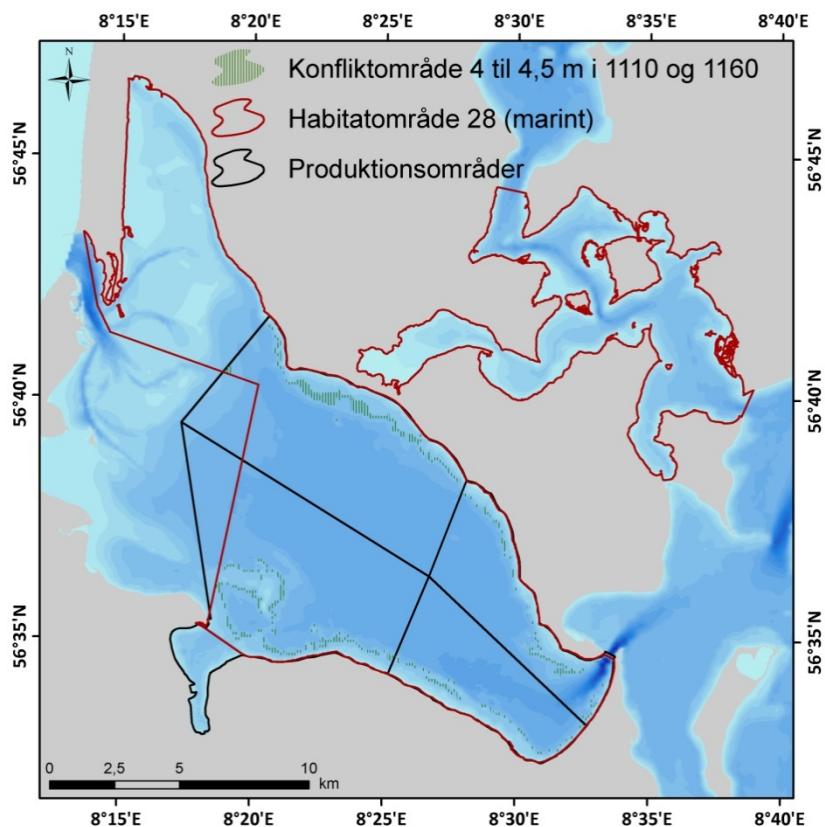
± angiver standardafvigelsen på parametrene i formelen (Nielsen et al 2002).

Sigtdybden målt af Miljøcenter Ringkøbing i 2010 var gennemsnitligt 4,0 meter i ålegræssets vækstperiode (Marts til oktober)(Figur 6). Dvs. at ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2010 på 4,0 meter var den maksimale estimerede dybdeudbredelse for ålegræs 4,6 meter (gennemsnitsdybde + standartafvigelse) ifølge Nielsen et al. (2002) (Tabel 4).

Sigtdybden i 2011 er den samme som i 2010. Beregnes ålegræssets potentielle dybdegrænse på baggrund af den gennemsnitlige sigtdybde i Nisum Bredning i marts til oktober 2011 på 3,9 meter (n = 16) får man en maksimal dybdegrænse på 4,5 m, ifølge Nielsen et al. (2002). Ålegræssets udbredelse vil derfor blive begrænset ved fiskeri mellem 0 - 4,5 meter i H28.

Tabel 3. Potentielle og observerede dybdegrænser på Transekt 31 i Nisum Bredning. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober, Nielsen et al. 2002) (Kilde: Miljøcenter Ringkøbing). Ved estimeringen af den potentielle, maksimale dybdegrænse for ålegræs er standardafvigelsen lagt til den gennemsnitlige dybdeudbredelse beregnet ifølge Nielsen et al. (2002) (er indrammet i lyseblå). Dette er gjort, da den potentielle dybdegrænse svarer til den maksimale dybdegrænse for ålegræsset og ikke den gennemsnitlige dybdegrænse.

Potentiel dybdegrænse i meter	2006	2007	2008	2009	2010	2010
Sigtdybden (m)	3,4	2,7	ingen data	3,5	4,0	3,9
Observeret dybdegrænse (m)	3,2	3,5		3,0	3,0	3,4
Potentiellybdegrænse Nielsen et al., 2002	4,1	3,4		4,1	4,6	4,5



Figur 19. Andel af naturtype 1110 og 1160, hvor der potentielt kan forekomme ålegræs, og hvor der kan pågås fiskeri. Arealerne ligger mellem 4 og 4,5 m og svarer til 5 km².

Fiskeplanens påvirkning af ålegræssets udbredelse

Fiskeri ved dybdegrænsen på 4 meter overlapper ikke med ålegræssets observerede dybdegrænse i 2011. Fiskeri ved dybdegrænsen på 4 m overlapper med ålegræssets potentielle udbredelse mellem 4 og 4,5 meter, svarende til 5 km² og 5 % af ålegræssets potentielle udbredelse (0 – 4,5 m) i naturtype 1110 og 1160 i H28.

10.4.3 Konklusion

Ifølge Basisanalysen for H28 har habitat-området ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at ålegræsbestanden er i tilbagegang pga. eutrofieringen i området, fiskeriets fysiske forstyrrelse og fjernelse af ålegræsset og fiskeriets forringelse af sigtdybden som følge af resuspension og fjernelse af filtrerende østers.

DTU Aqua vurderer, at et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte forekomster af ålegræs ikke kan forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet ved opfyldning med ålegræs. Ved fiskeri af øster i områder med ålegræs vil fiskeriet kunne pågås på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvilket vil hæmme nyetableringen og spredningen af ålegræsbestanden. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme, hvor ålegræs og østers danner en mosaik i udbredelse og ved prøvefiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.

Det planlagte østersfiskeri med en dybdegrænse på 4 m er ikke i konflikt med den observerede dybde for ålegræs på 3,4 m. Østersskrab indenfor ålegræssets potentielle dybdeudbredelse i 2011 på 0 - 4,5 meter vil

forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse indenfor naturtype 1110 og 1160 ved en dybdegrænse på 4 meter.

10.5 Makroalger

Habitatområdet, naturtyperne og makroalger

Bentiske makroalger er en central habitattype for naturtype 1160 i H28. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af makroalgernes bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for makroalger. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Basisanalysen for Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1160 ikke har gunstig bevaringsstatus.

10.5.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Særlige forhold som begrænser eller truer makroalgernes udbredelse i Nissum Bredning

Boks 5

Miljøministeriets Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Miljøcenter Aalborg (2007):

Marine naturtyper

Vandrammedirektivets basisanalyse del II er det vurderet, at Limfjorden er meget påvirkelig over for effekten af tilførslen af overskud af næringsstoffer. Overvågningsresultater fra både den nationale og regionale overvågning viser, at hele Limfjorden er påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land, især af kvælstof (Limfjordsovervågningen 2005). **Det medfører forøget opblomstring af planktonalger, hvilket nedsætter vandets klarhed og forringer ålegræssets dybdeudbredelse, samt forøger risikoen for iltvind ved bunden**

Overvågning udført af Danmarks fiskeriundersøgelser i forbindelse med NOVANA (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2004) viser, at skrabning efter Blåmuslinger, specielt i vand på dybder større end 3 m i naturtype 1160 og 1170 har flere kraftige konsekvenser. Dels er der den umiddelbare konsekvens, at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Dels påvirkes dyrelivet generelt, således at små hurtigt voksende arter favoriseres på bekostning af langsomt voksende arter. Der er endvidere en vedvarende effekt, da skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Herved mister makroalger og dyr knyttet til fast substrat deres habitat. **Endelig er skrabning efter Blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet - medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation.** Omkring halvdelen af Limfjordens bundareal er udlagt til skrabning af Fødevarerministeriet. Her har skrabningen medvirket til at formindske bestanden af Blåmuslinger med omkring 80 % fra omkring 700.000 ton i første halvdel af 1990'erne til omkring 150.000 ton i 2006. **Herved er muslingernes evne til at filtrere vandet blevet reduceret tilsvarende.**

Basisanalysen for Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted fjord og Agerø (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtyperne 1110 og 1160 ikke har gunstig bevaringsstatus.

Invasive arter: Flere invasive arter truer ålegræsset i område:

Japansk Gracilaria Tang (*Gracilaria vermiculophylla*) blev første gang observeret i Nibe og Gjølbredninger i 2005. I 2006 bredte den sig massivt de to steder, og nu frygtes det, at den breder sig til store dele af Limfjorden. Gracilariatangen er en højst uønsket gæst, fordi den klumper sig sammen i store, tykke måtter. Herved skygger den for ålegræsset og dels lukker den ilten ude, så ålegræsset og bunddyrene kvæles (Miljøcenter Aalborg 2007).

I 2005 blev rødalgen **Japansk Havlyng** (*Heterosiphonia japonica*) registreret i Nissum Bredning for første gang. Arten er formentlig spredt med ballastvand og er en sydlig art.

En anden brunalgeart, ***Dictyota dichotoma***, er ikke oprindelig i Limfjorden og kan ligeledes true udbredelsen af naturligt forekommende brunalger.

10.5.2 Konsekvensvurderingens analyse

Effekten af østersskrab på makroalgebestanden

Direkte effekter

Østersskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabs gentagende gange.

Ved østersskrab fjernes der ikke fast substrat i form af sten og skaller (se afsnit 10.2). En forstyrrelse af substrat i form af flytning eller ændring af substratets position i sedimentet kan påvirke makroalger. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Den kvantitative betydning af påvirkningen kan ikke vurderes.

Fjernelse af dele af makroalgebestanden giver de hurtigt voksende makroalgearter en konkurrencemæssig fordel, og muslingeskrab vil derfor medvirke til at ændre makroalgesamfundets artssammensætning mod dominans af hurtigt voksende arter. De to invasive arter sargassotang og gracilariatang er hurtigt voksende arter med et stort spredningspotentiale. Skrabning på de oprindelige makroalgebestande forøger derfor de invasive makroalgers mulighed for at udkonkurrere de oprindelige arter, idet de invasive arter hurtigere kan overtage det blotlagte substrat og derved forhindre de oprindelige arter i at genetablere sig. Sargassotang er allerede veletableret i området. Hurtigt voksende arter består næsten udelukkende af væv med aktiv fotosyntese, og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter. Ved lav næringssalttilførsel kan de ikke realisere de høje vækstrater, og da de er attraktive for planteædende dyr som søpindsvin, visse snegle mv., risikerer de at blive græsset ned. De langsomt voksende arter indeholder mere strukturelt væv og har derfor ikke mulighed for at opnå høje vækstrater. Til gengæld er de bedre beskyttede mod græsning fra planteædende dyr, og kan bedre dække deres næringsstofbehov gennem oplagring og allokering. Derfor har de hurtigt voksende arter en konkurrencemæssig fordel, når næringssalttilførslen er høj, som det er tilfældet i Limfjorden (Krause-Jensen et al. 2009, udkast).

Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger og rurer, og det er derfor ikke sikkert at substratet i sidste ende bliver genkoloniseret af makroalger (Möhlenberg et al. 2008).

Indirekte effekter

Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Det vurderes ikke, at det planlagte østersfiskeri vil påvirke sigtddybden.

Kumulative effekter

Den generelle eutrofiering af Limfjorden og Nisum Bredning medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtddybden og kan have en indirekte effekt på dybdeudbredelsen for makroalger i området. DTU-Aqua vurderer, at resuspension i forbindelse med østersfiskeri ikke vil have en væsentlig effekt på sigtddybden eller ophvirvling af næringsstoffer (se Afsnit 10.1.2).

Genetableringstid for makroalgесamfund efter renskrabning af substratet

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (Möhlenberg et al., 2008).

Petratis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst udfor Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder. Lignende observationer er også gjort i danske farvande.

Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt/m². På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m⁻². I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Karsten Dahl, pers. com.) (Möhlenberg et al. 2008).

I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og 4 forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m's dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter 2 år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50 og 90 % (Schubert & Schygula 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger som dominerede efter det første år.

Det tager altså minimum 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og det er derfor ikke givet at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger (Möhlenberg et al. 2008). Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med invasive makroalgearter som forekommer på samme dybder såsom Sargassotang.

Genetableringstid for makroalgесamfund efter fjernelse af sten

I forbindelse med fiskeriet vil der ikke ske en fjernelse af sten.

Makroalgernes historiske udbredelse

Der foreligger ikke data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Nissum Bredning, da disse data ikke indgår i de tidligere Limfjordsamters og senere Miljøcenter Ringkøbings undersøgelser i perioden 1989 til 2007. De tilgængelige data indeholder dækningsprocenten for de observerede makroalgearter, men kun ud til en forudbestemt dybde, den maksimale dybdegrænsen for makroalgearterne er ikke registreret. Limfjordamterne og Miljøcenter Ringkøbing har monitoreret makroalger på 3 transekter i Nissum Bredning siden 1989 (Transekt 1 (DMU0126), Transekt 2 (DMU0127) og Transekt 51 (kun 2001-2009) (Figur 4 og Figur 5). Makroalger er blevet monitoreret ud til 8 meters dybde på Transekt 1 i perioden 1995-2000 (Figur 12). I 1995 blev der observeret 3 makroalgearter mellem 6 til 8 meter og en dækningsgrad på 37 % for sargassotang.

Makroalgernes nuværende udbredelse

Der forekommer ikke data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i 2010 og 2011.

Makroalgernes nuværende potentielle udbredelse

Makroalgerne er begrænset af lys - og bundsubstratforhold. Den potentielle udbredelse af makroalgerne, svarer til den dybde sigtdybden gør det muligt for makroalgerne at vokse ud til. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Nissum Bredning kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtdybden.

En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002) (\pm angiver standard afvigelsen på parametrene):

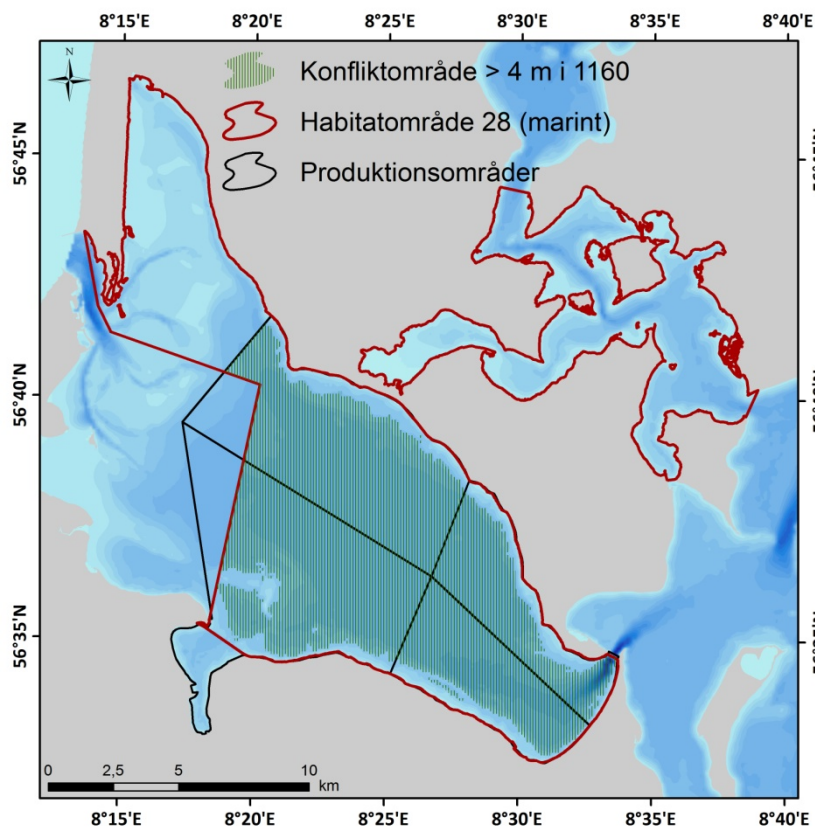
$$\text{Dybdegrænse(m)} = -1,1(\pm 1,01) + 1,568(\pm 0,216) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,638)$$

Sigtdybden i 2011 er gennemsnitligt 3,9 meter (marts – oktober). Dvs. at ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2011 på 3,9 meter kan dybdegrænsen for makroalger estimeres til at være 6,9 meter (Nielsen et al. 2002). Beregninger udfra makroalgernes lysbehov viser, at dette er en underestimering.

Der er påvist en klar sammenhæng mellem lysnedgennemtrængning i vandsøjlen og grænserne for, hvor dybt makroalger vokser. Dybdegrænsen for store brunalger findes normalt, hvor 0,5 % af overfladelyset er tilbage. Vegetationen af "tynde" makroalger ophører ved omkring 0,1 % af overfladelyset, mens skorpeformede makroalger kan gå helt ned til dybder med kun 0,03 % af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen, 1992). Sigtdybden svarer til den dybde hvortil 10 % af overfladelyset når ned og kompensationsdybden, hvor 1 % lys er tilbage, kan beregnes som $2,2 * \text{sigtdybden}$. Sigtdybden i 2011 estimeres til 3,9 meter (marts-oktober) og 1 % lys vil altså nå ned til 9 meter. Da området generelt er mellem 6 - 7 meter dybt med nogle få dybe render på 22 meter, og makroalger kan gå helt ned til 0,03 % af lyset, vil makroalgerne potentielt kunne vokse i hele Nissum Bredning med undtagelse af den dybeste rende i bredningen mellem Nissum og Venø Bugt. DTU Aqua vurderer derfor, at der potentielt kan forekomme makroalger i hele Nissum Bredning.

Tabel 4. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Nissum Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for makroalgernes vækstperiode (marts - oktober, Nielsen et al 2002). Sigtdybden for 2011 er beregnet på baggrund af sigtdybdemålinger fra marts til maj (n = 6) (Kilde: Miljøcenter Ringkøbing). Ved estimeringen af den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Nissum Bredning er standardafvigelsen lagt til den gennemsnitlige dybdeudbredelse (Nielsen et al. 2002). Dette er gjort, da den potentielle dybdegrænse svarer til den maksimale dybdegrænse for makroalgerne, og ikke den gennemsnitlige dybdegrænse. Alle tal er angivet i meter.

Potentiel dybdegrænse i meter	2007	2008	2009	2010	2011
Sigtdybden	2,7		3,5	4,0	3,9
Observeret dybdegrænse	Ingen data	Ingen data	ingen data	Ingen data	Ingen data
Nielsen et al. 2002 (model)	4,7		6,2	7,1	6,9
Kompensationsdybden (1 % lys)	6		8	9	9



Figur 20. Andel af naturtype 1160, hvor der potentielt kan forekomme makroalger (grøn skravering), og hvor der kan pågå fiskeri. Konfliktområdet ligger på dybder > 4 meter i naturtype 1160. Makroalger kan forekomme i det meste af H28, som generelt er mellem 6 til 7 meter dybt. Det markerede areal udgør 110 km².

Fiskeplanens påvirkning af makroalgernes udbredelse

Fiskeplanen er i konflikt med makroalgernes potentielle udbredelse på dybder > 4 meter, svarende til 110 km² i naturtype 1160 (Figur 20).

10.5.3 Konklusion

Ifølge Basisanalysen for H28 har habitat-området ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at, makroalgerne er i tilbagegang pga. eutrofieringen i området, fiskeriets fysiske forstyrrelse og fjernelse af makroalgerne, fjernelse af sten og fiskeriets forringelse af sigtdybden som følge af resuspension og fjernelse af filtrerende muslinger.

Østersskrab på dybder over 4 meter (= dybdegrænsen) inden for makroalgernes potentielle udbredelses område (hele området) vil begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse.

Afskrabning af de oprindelige makroalger forøger risikoen for, at invasive og hurtigtvoksende makroalgearter, som forekommer på de dybder hvor der skabes, såsom sargassotang overtager det hårde substrat, og derved forhindrer en genetablering af de oprindelige, langsomt voksende alger i området. Østersskrab kan altså være fremmede for etableringen af invasive arter i området, hvoraf Sargassotang allerede er veletableret i Nissum Bredning.

10.6 Bundfauna

10.6.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Habitatområdet, naturtyperne og østers

Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1160 og 1110 i H28. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af bundfaunaens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for bundfaunaen. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Basisanalysen for Nisum Bredning, Vejlerne og Bulbjerg (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1110 og 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus.

Særlige forhold som begrænser eller truer bundfaunaen i naturtype 1110 og 1160.

Boks 6

Miljøministeriets Natura 2000-basisanalyse Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø, Miljøcenter Aalborg (2007):

Marine naturtyper

Vandrammedirektivets basisanalyse del II er det vurderet, at Limfjorden er meget påvirkelig over for effekten af tilførslen af overskud af næringsstoffer. Overvågningsresultater fra både den nationale og regionale overvågning viser, at hele Limfjorden er påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land, især af kvælstof (Limfjordsovervågningen 2005). Det medfører forøget opblomstring af planktonalger, hvilket nedsætter vandets klarhed og forringer ålegræssets dybdeudbredelse, samt forøger risikoen for iltsvind ved bunden.

Overvågning udført af Danmarks fiskeriundersøgelser i forbindelse med NOVANA (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2004) viser, **at skrabning efter Blåmuslinger, specielt i vand på dybder større end 3 m i naturtype 1160 og 1170 har flere kraftige konsekvenser. Dels er der den umiddelbare konsekvens, at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Dels påvirkes dyrelivet generelt, således at små hurtigt voksende arter favoriseres på bekostning af langsomt voksende arter. Der er endvidere en vedvarende effekt, da skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Herved mister makroalger og dyr knyttet til fast substrat deres habitat.** Endelig er skrabning efter Blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet - medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Omkring halvdelen af Limfjordens bundareal er udlagt til skrabning af Fødevarerministeriet. Her har skrabningen medvirket til at formindske bestanden af Blåmuslinger med omkring 80 % fra omkring 700.000 ton i første halvdel af 1990'erne til omkring 150.000 ton i 2006. Herved er muslingernes evne til at filtrere vandet blevet reduceret tilsvarende.

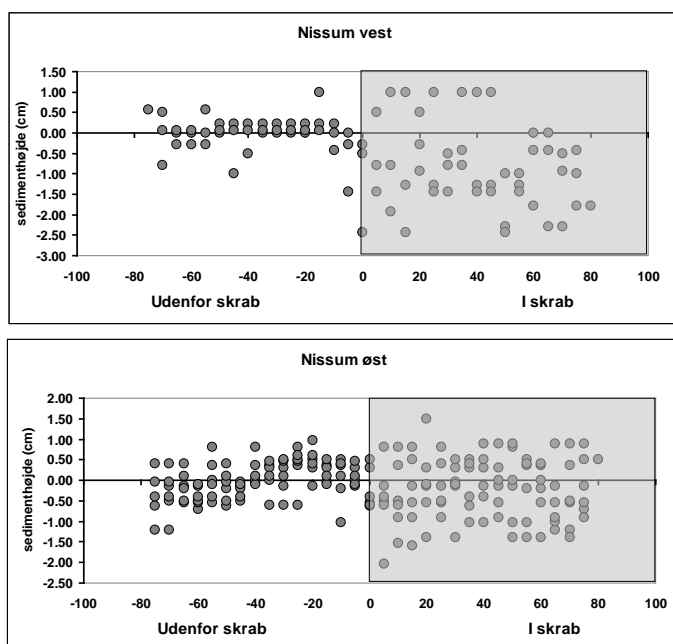
10.6.2 Konsekvensvurderingens analyse

Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding (Newell et al., 1998) vides det, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer betydeligt. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring seks måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater

øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skal-sandbund.

Der er ikke gennemført videnskabelige kvantitative undersøgelser af østersskrabningens effekt på fauna, hvis der ses bort fra effekten af fiskeri på tæthed og dødelighed af østers. Der er gennemført flere undersøgelser, hvor effekten er kvalitativt vurderet ved dykkerundersøgelser (f.eks. Frandsen og Dolmer 2001, Hoffmann et al. 2007). DTU Aqua har foretaget flere undersøgelser af muslingefiskeri med muslingeskraber (se Dolmer et al. 2009 for sammenfatning). Ud fra disse undersøgelser vurderes det, at der, i områder påvirket af iltsvind, kan forekomme en korttidseffekt på 1-2 år. I områder, hvor der ikke forekommer iltsvind, er der i Limfjorden rapporteret om langtidseffekter længere end 4 år (Dolmer 2002). Det skal bemærkes at sidstnævnte undersøgelsesresultat må betragtes som forholdsvis usikkert, idet undersøgelsen sammenligner et fiskeriområde i Kaas Bredning med et strømpåvirket sund nord-vest for Jegindø, der dermed ikke udgør en reel reference. DTU Aqua har sammenlignet effekten af fiskeri af østers med muslingeskraber og med østersskraber på overlevelsen af både opfiskede undermålsøsters, og undermålsøsters der er frasorteres gennem maskerne i skraberens på bunden. Disse undersøgelser viser, at den samlede dødelighed af undermålsøsters (<55 mm) er 32-35 % ved fiskeri med muslingeskraber, hvorimod den er 12 % ved fiskeri med let østersskraber (Dolmer og Hoffmann 2004). Samlet set kan det antages, at den lette østersskraber er mere skånsom i forhold til bundfauna end muslingeskraberen, men at der kan antages at opstå effekter (>4 år) ved østersfiskeri med let østersskraber for særligt følsomme arter.

Dykkerundersøgelser af skrabende redskabers effekt på havbunden i forbindelse med østersfiskeri i Nisum Bredning viser, at den lette østersskraber medfører ændringer i bundstrukturen, men at effekten er kortvarig, idet de påførte ændringer i bundstrukturen ikke kunne ses efter blot et par måneder (Dolmer og Hoffmann 2004). Strøm og vindeksponering er medvirkende til, at spor efter fiskeriaktiviteter i området hurtigt forsvinder.



Figur 21. Havbundens topografi målt som højde i skrabespor (positive værdier på x-aksen) og uden for skrabespor i den vestlige del af Nisum Bredning (øverst) og i den østlige del af Nisum Bredning (nederst). De grå felter markerer placeringen af skrab.

I forbindelse med EU-projektet DEGREE EU-kontrakt nr. 022576 er der i juni 2008 lavet undersøgelser af, hvor dybt østersskraberen går ned i havbunden under fiskeri. På to lokaliteter i henholdsvis den vestlige og østlige del af Nisum Bredning har dykkere identificeret 1-4 dage gamle skrabespor fra østersskrab i forbindelse med forsøgsfiskeri. En horisontal line er spændt ud på tværs af et skrabespor. Afstand fra linen til

bundoverfladen blev opmålt med 5 cm mellemrum i skrabet og udenfor skrabet. I alt er der foretaget opmålinger over 150 cm, hvoraf de 75 cm har befundet sig i skrabet, Figur 21. viser, at målingerne uden for skrabet er forholdsvis konstante, og at der altså er en forholdsvis jævn bund, hvorimod målingerne i skrabet viser en ændret topografi på bunden. De ændringer, der ses i bunden, er indenfor intervallet -2,5 cm til 1,5 cm, og skrabet kan således antages at skrabe maksimalt 2.5 cm ned i bunden. Skrabet er en fordybning der i gennemsnit udgør mellem 0,1 og 0,7 cm.

I et notat om Vandrammedirektivet vurderer DMU (Petersen et al. 2008), at effekten af muslingefiskeri varer op 1 – 2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind. DMU konkluderer i notat om Vandrammedirektivet (Petersen et al. 2008): "Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder".

10.6.3 Konklusion

Østersfiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Nisum Bredning vurderes effekten af østersfiskeriet at være >4 år, idet Natura 2000 området ikke påvirkes af iltsvind.

11 Bilag IV arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV arter). Det er kun stavsild, som er betegnet som særligt beskyttet fiskeart i Nisum Bredning. Særligt beskyttede pattedyr er marsvin og spættet sæl.

11.1 Fisk

Bevaringsstatus for stavsild, er ukendt i Danmark og i Nisum Bredning. Arten er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

Stavsild

Stavsild er anadrom, og vandrer mellem fourageringsområder i havet og gydepladser i fersk- og brakvand. Stavsild fanges jævnligt langs de danske kyster, og siden 1970 er arten registreret i Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nisum Fjord, Limfjorden og Randers Fjord (www.naturstyrelsen.dk).

Stavsilden lever i havet som stimefisk nær kyster. I forsommeren vandrer de kønsmodne stavsild op i større vandløb, hvor de gyder. Yngelen vandrer om efteråret ud i saltvand.

Direkte påvirkninger

Der er meget lidt bifangst af fisk i forbindelse med østersfiskeri. Der er på nuværende tidspunkt ikke registreret bifangst af stavsild i forbindelse med østersfiskeri i Nisum Bredning.

Indirekte påvirkninger

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Stavsilden lever pelagisk og fødegrundlaget påvirkes derfor ikke af et østersfiskeri.

11.2 Marsvin

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter), herunder marsvin.

Marsvin observeres sjældent i Limfjorden, og der findes på nuværende tidspunkt meget lidt viden om forekomsten af marsvin i Limfjorden. Basisanalysen for Nissum Bredning (Miljøcenter Aalborg 2007) indeholder ikke data for marsvin i Limfjorden (Miljøcenter Aalborg 2007).

Direkte påvirkninger

Der forekommer ikke bifangst af marsvin i østersfiskeri, idet fiskeriet foregår ved lav hastighed (3-3,5 knob) og skraberåbningen er forholdsvis lille.

Marsvin kan udvise adfærdsforandringer ved tilstedeværelsen af skibstrafik. Dette er påvist i studier, hvor marsvin havde en signifikant roligere adfærd på 1.500 meters afstand af et skib, sammenlignet med deres adfærd inden for 700 meter af skibet (Palka 1995).

Indirekte påvirkninger

Det er ukendt i hvilket omfang østersfiskeriet påvirker marsvins fødegrundlag i Limfjorden. Data fra strandede og bifangede marsvin i de indre danske farvande fra perioden 1985-2006 viser, at marsvinenes føde har følgende artsfordeling: torsk (47 %), hvilling (13 %), sild (9 %), kutlinger (7 %), ålekvalbe (6 %), tobis (3 %), Sperling (1 %), ål (1 %) (Andreasen, 2009). Der forventes ingen indirekte påvirkning af østersfiskeriet, idet bifangst af fisk er lille og kun østers landes.

Kumulative effekter

Med henblik på at kunne vurdere en evt. forstyrrelse af marsvin ved østersfiskeri i forhold til den samlede forstyrrelse som skibstrafikken i Nissum Bredning medfører, kan skibstrafik gennem bro ved Oddesund anvendes. Herfra vurderes den årlige passage af fartøjer at være 8.000 - 9.000 fartøjer (2009). Et fiskeri på 450 tons kan antages at medføre 1000 passager af broen med fiskefartøjer, såfremt det antages, at østers landes uden for Nissum Bredning. I alt udgør fiskeriet således ca. 10 % af den skibstrafik, der foregår i området.

Bifangst af marsvin er observeret i alle slags nedgarn (bundsatte garn) i danske farvande (Vinther 1999, Vinther & Larsen 2004). Dog er der ikke observeret bifangster i tungegarn. De højeste bifangstrater er set i garn efter pighvarre og kulmule, men formentlig har stenbidergarn også høje rater, da det ofte er samme garn som til pighvarre (pers.com. Finn Larsen). Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Limfjorden. I det omfang der forekommer nedgarn i Limfjorden (DTU Aqua har ikke data for dette) kan bifangst af marsvin forekomme i området.

11.3 Sæler

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter), herunder spættet sæl. Spættet sæl er Danmarks almindeligste sæl (bestand 14.000 i 2009), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6 - 13 % om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Der er specielt set et drastisk fald på ca. 50 % i bestanden af spættet sæl i den centrale del af Limfjorden. Da der ikke er observeret flere døde dyr end sædvanligt, må de manglende dyr formodes at have forladt området. DMU formoder, at dette skyldes mangel på føde (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder den vestlige Limfjord. De vigtigste yngle- og hvilepladser for spættet sæl findes i Vadehavet, vestlige Limfjord, Læsø, Anholt, Hesselø, farvandet omkring Samsø, Avnø Fjord og Rødsand ved Gedser. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af Spættet sæl (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael).

Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni-juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael). Østersfiskeriet i Nissum Bredning foregår uden for yngleperioden.

Direkte påvirkninger

Der er ikke registreret bifangst af sæler i østersfiskeriet pga. fiskeriets udførelse. Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. Da 30 fartøjer der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 4 meter i 2011/2012 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på.

Indirekte effekter

Det er ukendt i hvilket omfang muslingfiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Nissum Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser at sæler spiser mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Der forventes ingen indirekte påvirkning af østersfiskeriet, idet bifangst af fisk er lille og kun østers landes.

Kumulative effekter

Med henblik på at kunne vurdere en evt. forstyrrelse af sæler ved muslingefiskeri i forhold til den samlede forstyrrelse som skibstrafikken i Nissum Bredning medfører, kan skibstrafik gennem bro ved Oddesund anvendes. Herfra vurderes den årlige passage af fartøjer at være 8.000 - 9.000 fartøjer (2009). Et fiskeri på 450

tons kan antages at medføre 1000 passager af broen med fiskefartøjer, såfremt det antages, at østers landes uden for Nissum Bredning. I alt udgør fiskeriet således ca. 10 % af den skibstrafik, der foregår i området.

12 Kumulative effekter

Både eutrofiering og østersfiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.

Den generelle eutrofiering af Limfjorden og Nissum Bredning medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtdybde. DTU Aqua vurderer, at det konsekvensvurderede østersfiskeri ikke vil påvirke sigtdybden væsentligt i området.

Der forekommer et fiskeri af østers med brile. Dette fiskeri er ikke reguleret med dybdegrænser. Fiskeriet er skånsomt, idet østers i dette fiskeri optages med et net påmonteret en stage. Fiskeriet foregår på lavere vanddybder.

Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for fuglehabitatområderne F23, F27, F28, F39. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med østersfiskeriet. Med henblik på at kunne vurdere en evt. forstyrrelse af fugle ved østersfiskeri i forhold til den samlede forstyrrelse som skibstrafikken i Nissum Bredning medfører, kan skibstrafik gennem bro ved Oddesund anvendes. Herfra vurderes den årlige passage af fartøjer at være 8.000 - 9.000 fartøjer. Et fiskeri på 450 tons kan til sammenligning antages at medføre 1000 passager af broen med fiskefartøjer, såfremt det antages, at østers landes uden for Nissum Bredning. I alt udgør fiskeriet således ca. 10 % af den skibstrafik, der forekommer i området. Østersfiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. Bifangst af sæler og marsvin i garn- og rusefiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af sæl- og marsvinebestanden i habitatområdet.

13 Muligheder for tilpasning af østersfiskeri

13.1 Prøvefiskeri

Prøvefiskeri bruges i østersfiskeriet til at vurdere mængden og størrelsessammensætningen af østers på bankerne før selve fiskeriet går i gang. Prøvefiskeri påvirker bunden i samme grad som almindeligt fiskeri og indgår derfor i den samlede arealmæssige påvirkning af fiskeriet. Forsøg med videokamera viser at prøvefiskeri kan udskiftes med video-monitering af bunden. Indførselen af prøvefiskeri via videokamera i stedet for østersskrab vil eliminere den negative virkning af prøveskrab, idet bunden ikke påvirkes negativt af den lille slæde, som glider henover bunden.

14 Referencer

- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Dahllöf I, Mogensen BB, Bossi R, Jensen I, Forekomst af herbicider i Nissum Fjord, DMU rapport nr. 244.
- Dolmer P, Christoffersen M, Geitner K, og Kristensen PS. 2009. Konsekvensvurdering af muslingefiskeri i Lillebælt 2008/2009. DTU Aqua rapport.
- Dolmer, P.; Hoffmann, E. 2004. Østersfiskeri i Limfjorden- sammenligning af redskaber. DFU report 136-04.
- Dolmer, P. (2002): Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. J. Shellfish Res. 21: 529-537.
- Dyckjær, S.M., J.K. Jensen & E. Hoffmann 1995. Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Dyckjær, S.M., & E. Hoffmann. Muslingefiskeriet i Limfjorden. Fra Havmiljøet ved årtusinskiftet redigeret af B A Lomstein. Olsen & Olsen, 1999.
- EU kommissionen (2000). Guidance document: Managing Natura 2000 sites. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/provision_of_art6_da.pdf
- Frandsen, R. and Dolmer, P. (2002): Effects of substrate type on growth and mortality of blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to the predator *Cornus maenas*. Marine Biology 141: 253-262.
- Hansen, L.C.L, Petersson, M., and Nurjaya W. 1999. Vertical sediment fluxes and wave-induced sediment resuspension in a Shallow –water Coastal lagoon. Estuaries 22: 39-46.
- Hoffmann, E; Frandsen, R; Tørring, D; Dolmer, R. 2007. Udvikling af skånsom østersskraber. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Kamphausen L, Jensen A, Hawkins L. 2011. Unusually high proportions of males in a collapsing population of commercially fished oyster (*Ostrea edulis*) in the Solent, United Kingdom. J. Shellfish Res. 30: 217-222.
- Kinze CC, Jensen T, Skov, R. 2003. Fokus på hvaler i Danmark 2002. Biologiske Skrifter, nr. 2,
- Krause-Jensen, D., Rasmussen, M. B., Stjernholm, M., Christensen, P. B. og Nielsen, S. L. (2008): Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projektitel: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Kristensen PS, Hoffmann E. 2006. Østers (*Ostrea edulis*) I Limfjorden. DFU Rapport nr 158-06.
- Majland, P. (2005): Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- Markager S, Sand-Jensen K (1992) Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. Mar Ecol Prog Ser 88(1):83-92
- Markager, S., Storm, L.M. & Stedmon, C.A. 2006: Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Miljøcenter Aalborg (2007): Natura 2000-basisanalyse. Agger Tange, Nisum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø.

Miljøministeriet (2009). <http://www.blst.dk/Vandmiljoeet/Hav/DanskeFarvande/Limfjorden/Togrrapporter2009.htm>

Muslingeudvalgets Bilagsrapport 2004- Fødevarerministeriet

Möhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.

Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005) Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. Mar Ecol Prog Ser 285:57-73

Newell, R.C., Seiderer, L.J. and Hitchcock, D.R. (1998). The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanography and Marine Biology Annual Review **36**: 127–178.

Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, Estuaries 25(5):1025-1032

Olesen B 1996. Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. MEPS 134: 187-194.

Olesen, B., Krause-Jensen, D., Christensen, P.B. 2009, "Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*", fremlagt ved ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters!, Nice, 25.1.2009 - 30.1.2009. PUBLICERET ABSTRAKT

Ostenfeld, C.H. (1908). Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København 1908.

Petersen JK Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.

Petratis, P.S. & E.T. Methratta (2006): Using patterns of variability to test for multiple

Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M, Wennhage H(2006) Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* in Sweden. Estuarine Coastal and Shelf Science 67(1-2):123-132

Riemann, B. & E. Hoffmann 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. Mar. Ecol. Prog. Ser. 69:171-178.

Riis, A.; Dolmer, P. 2003. Impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis*) and the distribution of the sea anemone *Metridium senile*. Ophelia 57: 43-52.

Schubert, H. & C. Schygula (2006): Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Riff

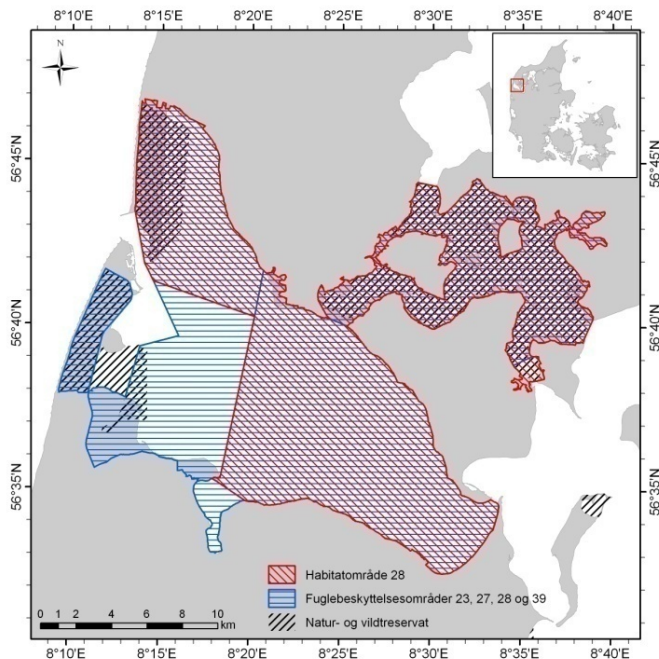
Skov- og Naturstyrelsen (2005). Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. Udgivet af Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 2005. J.nr. SN 2001-361-0004.

Smyth D, Roberts D, Browne L. 2009. Impacts of unregulated harvesting on a recovering stock of native oysters (*Ostrea edulis*). Mar. Poll. Bul. 58: 916-922.

Stål J, Paulsen S, Pihl L, Rönnback P, Söderqvist T, Wennhage H (2008) Coastal habitat support to fish and fisheries on the Swedish west coast. *Ocean & coastal Management* 51 (8-9):594-600

Vinther HF, Laursen JS og Holmer, M 2008. Negative effects of blue mussel (*Mytilus edulis*) presence in eelgrass (*Zostera marina*) beds in Flensborg Fjord, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 91-103.

Bilag 1 Udpegningsgrundlag for Habitatområde 28



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Nissum Bredning.

H28 Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø

- 1103 Stavsild (*Alosa fallax*)
- 1166 Stor vandsalamander (*Triturus cristatus cristatus*)
- 1355 Odder (*Lutra lutra*)
- 1365 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- 1393 Blank seglmos (*Drepanocladus vernicosus*)
- 1528 Gul stenbræk (*Saxifraga hirculus*)
- 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand
- 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe
- 1150 * Kystlaguner og strandsøer
- 1160 Større lavvandede bugter og vige
- 1170 Rev
- 1210 Enårig vegetation på stenede strandvolde
- 1220 Flerårig vegetation på stenede strande
- 1310 Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
- 1330 Strandenge
- 2110 Forstrand og begyndende klitdannelser
- 2120 Hvide klitter og vandremiler
- 2130 * Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
- 2140 * Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
- 2160 Kystklitter med havtorn
- 2170 Kystklitter med gråris
- 2190 Fugtige klitlavninger
- 3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
- 3260 Vandløb med vandplanter
- 4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)
- 6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)
- 6230 * Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
- 7140 Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand
- 7220 * Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
- 7230 Riggær

Bilag 2 Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde 12

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk. 2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

Y: Ynglende art.

T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Tn: Trækfugle, der opholder sig i området i nationalt betydende antal.

Det er desuden angivet hvilke kriterier, der ligger til grund for vurderingen af, om arten opfylder ovennævnte betingelser:

- F1: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og yngler regelmæssigt i området i væsentligt antal, dvs. med 1 % eller mere af den nationale bestand.
- F2: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og har i en del af artens livscyklus en væsentlig forekomst i området, dvs. for talrige arter (T) skal arten være regelmæssigt tilbagevendende og forekomme i internationalt betydende antal, og for mere fåtallige arter (Tn), hvor områder i Danmark er væsentlige for at bevare arten i dens geografiske sø- og landområde, skal arten forekomme med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F3: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til den samlede opretholdelse af bestande af spredt forekommende arter som f.eks. Natravn og Rødrygget Tornskade.
- F4: arten er regelmæssigt tilbagevendende og forekommer i internationalt betydende antal, dvs. at den i området forekommer med 1% eller mere af den samlede bestand inden for trækvejen af fuglearten.
- F5: arten er regelmæssigt tilbagevendende og har en væsentlig forekomst i områder med internationalt betydende antal vandfugle, dvs. at der i området regelmæssigt forekommer mindst 20.000 vandfugle af forskellige arter, dog undtaget måger.
- F6: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til at opretholde artens udbredelsesområde i Danmark.
- F7: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til artens overlevelse i kritiske perioder af dens livscyklus, f.eks. i isvintre, i fældningstiden, på trækket mod ynglestederne og lignende.

SPA 23 Agger Tange				Vejledning
Rørdrum		Y		F3
Pibesvane			T	F2, F4
Sangsvane			T	F4
Rørhøg		Y		F1
Klyde		Y	T	F1, F4
Hjejle			T	F5
Almindelig ryle		Y		F1
Brushane		Y		F1
Lille kobbersneppe			T	F2, F4

Splitterne		Y		F3
Fjordterne		Y		F3
Havterne		Y		F1
Dværgterne		Y		F1
Mosehornugle		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Lysbuget knortegås		T	F4
	Pibeand		T	F4
	Krikand		T	F4
	Spidsand		T	F4

SPA 28 Nissum Bredning				Vejledning
	Hvinand		T	F4, F7
	Toppet skallesluger		T	F4, F7

SPA 39 Harboøre Tange, Plet Enge og Gjeller Sø				Vejledning
Sangsvane			T	F2, F4
Bramgås			T	F2, F4
Klyde		Y	T	F1, F4
Hvidbrystet præstekrave		Y		F1, F6
Almindelig Ryle		Y		F1, F6
Brushane		Y		F1
Fjordterne		Y		F3
Dværgterne		Y		F1
Mosehornugle		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Lysbuget knortegås		T	F4

Bilag 3 Fiskeplan



Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København
V Tlf. +45 70 10
40 40
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk
.dk
www.dkfisk
.dk

Fiskeplan for østersfiskeri i Nissum Bredning 2011/2012

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening side, der fremfører ønske om et østersfiskeri i Natura 2000-området Nissum Bredning.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aquas bestandsundersøgelser af østers i Nissum Bredning i 2010 har Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening foreslået et fiskeri på 1000 tons østers i produktionsområde 1, 2, 3 og 4. Der ønskes at fange 700 tons i efteråret 2011 og 300 tons i foråret 2012. Fiskeriet vil finde sted i perioden 3. oktober 2011 – 15. maj 2012.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening vil følge DTU-Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt østersfiskeri.

Med henblik på at minimere området der påvirkes af østersfiskeri, vil fiskeri af østers i Nissum Bredning primært finde sted i områder, hvor tætheden af østers er størst og kvaliteten bedst.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på østers i Nissum Bredning er reguleret af bekendtgørelse nr. 831 af 26/08/2005, Bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 og Bekendtgørelse nr. 155 07/03/2000, herunder regler for motorkraft, redskabets størrelse, lukkede perioder, dybdegrænser, ugekvoter og mindstemål.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/”Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand” og 1160/”Større lavvandede bugter og vige”. Der vil ikke blive fisket på naturtypen 1170/Rev og på lavere vand end 3 meter.

I forbindelse med fiskeriet sorteres fangsten hurtigst muligt, og sten, skaller eller østers af en forkert størrelse genudlægges for så vidt muligt i det samme område, hvor de blev fisket.

Ålegræs findes i Nisum Bredning ud til omkring 3 meter i 4 mindre områder. Med henblik på at hindre påvirkning af ålegræsområder, vil fiskeriet foregå uden for områder, hvor udbredelsen af levende ålegræs overstiger fiskeriets dybdegrænse. DTU-Aqua udpeger disse områder samt laver passende beskyttende bokse for områderne. At drage konklusioner omkring en direkte relation mellem sigtdybde og ålegræsset udbredelse har vist sig ikke at kunne bruges (Konklusion fra arbejdsgruppen omkring ålegræsværktøjet). Fiskeri efter østers kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af ålegræs i fangster.

Det ønskes at der på et givet tidspunkt altid vil være 3 områder åbne til østersfiskeri, for så vidt muligt at undgå at fartøjerne klumper sig sammen i mindre områder og derved forstyrre naturen mere end nødvendigt.

Centralforeningen Limfjorden vil håndhæve, at foreningens medlemmer lever op til ovenstående fiskeplan. Fiskerne til- og framelder produktionsområder, de fisker i hos direktoratet, hvilket opretholder maks. 30 fartøjer i hvert produktionsområde.

Fiskeriet efter sorthummer er blevet mere og mere udbredt gennem de sidste år. Det har resulteret i mange redskaber i fjorden der ikke alle fisker hummerne lige bæredygtigt. For at beskytte bestanden foreslås det at sorthummer i natura2000 områderne kun må fiskes med følgende redskaber:

- Ruser
- Tegner
- Nedgarn inden for 5 meter vand med en minimum maskestørrelse på 100 mm halvmasker

Bilag 4 Marine habitattype definitioner

Appendiks i: "Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives". Findes på:
http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm

Appendix

1

Marine Habitat types definitions.

Update of "Interpretation Manual of European Union Habitats"

COASTAL AND HALOPHYTIC HABITATS

Open sea and tidal areas

1110 Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time

PAL.CLASS.: 11.125, 11.22, 11.31

1. Definition:

Sandbanks are elevated, elongated, rounded or irregular topographic features, permanently submerged and predominantly surrounded by deeper water. They consist mainly of sandy sediments, but larger grain sizes, including boulders and cobbles, or smaller grain sizes including mud may also be present on a sandbank. Banks where sandy sediments occur in a layer over hard substrata are classed as sandbanks if the associated biota are dependent on the sand rather than on the underlying hard substrata.

"Slightly covered by sea water all the time" means that above a sandbank the water depth is seldom more than 20 m below chart datum. Sandbanks can, however, extend beneath 20 m below chart datum. It can, therefore, be appropriate to include in designations such areas where they are part of the feature and host its biological assemblages.

2. Characteristic animal and plant species

2.1. Vegetation:

North Atlantic including North Sea:

Zostera sp., free living species of the *Corallinaceae* family. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Cymodocea nodosa and *Zostera noltii*. On many sandbanks free living species of *Corallinaceae* are conspicuous elements of biotic assemblages, with relevant role as feeding and nursery grounds for invertebrates and fish. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Baltic Sea:

Zostera sp., *Potamogeton* spp., *Ruppia* spp., *Tolypella nidifica*, *Zannichellia* spp., carophytes. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Mediterranean:

The marine Angiosperm *Cymodocea nodosa*, together with photophilic species of algae living on the leaves (more than 15 species, mainly small red algae of the *Ceramiales* family), associated with *Posidonia* beds. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

2.2. Animals:

North Atlantic including North Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (e.g. polychaete worms, crustacea, anthozoans, burrowing bivalves and echinoderms, *Ammodytes* spp., *Callionymus* spp., *Pomatoschistus* spp., *Echiichthys vipera*, *Pleuronectes platessa*, *Limanda limanda*).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Fish, crustacean, polychaeta, hydrozoan, burrowing bivalves, irregular echinoderms. Baltic Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (fine and medium grained sands, coarse sands, gravely sands), e.g. polychaetes: *Scoloplus armiger*, *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor*, *Travisia* sp., e.g. bivalves: *Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma* sp., e.g. crustaceans: *Crangon crangon*, *Saduria entomon*, e.g. fish species: *Platichthys flesus*, *Nerophis ophidion*, *Pomatoschistus* spp., *Ammodytes tobianus*.

Mediterranean:

Invertebrate communities of sandy sublittoral (e.g. polychaetes). Banks are often highly important as feeding, resting or nursery grounds for sea birds, fish or marine mammals.

3. Corresponding categories:

French classification ZNIEFF-MER:

“Biocénose des sables fins de haut niveau”, “Biocénose des sables fins bien calibrés”. German classification:

“Sandbank der Ostsee (ständig wasserbedeckt)(040202a)”, “Sandbank der Nordsee (ständig wasserbedeckt)(030202a)“.

Barcelona Convention:

“Biocenosis of fine sands in very shallow waters (III. 2. 1.) with facies with *Lentidium mediterraneum* (III. 2. 1. 1.)”, “Biocenosis of well sorted fine sands (III. 2. 2.) with associations with *Cymodocea nodosa* on well sorted fine sands (III. 2. 2. 1.) and with *Holophila stipulacela* (III. 2. 2. 2), the latter considered determinant habitat in C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels mixed by the

waves (III. 3. 1.) with association with rhodolithes (III. 3. 1. 1), considered determinant habitat in the C. B.", "Biocenosis of coarse sands and fine gravels under the influence of bottom currents (also found in the Circalittoral) (III. 3. 2.). It is possible to find a facies and an association which are determinant habitats for C. B.: the maërl facies (= Association with *Lithothamnion corallioides* and *Phymatoliton calcareum*), also found as facies of the biocenosis of coastal detritic (III. 3. 2. 1), and the association with rhodolithes (III. 3. 2.

2.)", "Biocenosis of infralittoral pebbles (III. 4. 1.) with facies with *Gouania wildenowi* (III. 4. 1. 1.), small teleostean which lives among pebbles." Nordic classifications:

Vegetationstyper i Norden, Pålsson (ed.) 1994:

"*Zostera marina*-typ (4.4.1.1)", "*Ruppia maritima*-typ (4.4.1.2)", "Chara-typ (6.3.3.1)", "Potamogeton pectinatus (6.3.2.2)".

Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001:

"Sandbottnar (7.7.1.2; 7.8.1.2; 7.8.4.2; 7.8.5.2; 7.8.6.7; 7.8.6.8; 7.8.6.9; 7.8.7.9; 7.8.7.10; 7.8.7.11; 7.9.1.1.; 7.9.2.1; 7.9.3.1; 7.9.4.1)." HELCOM classification:

"Sublittoral gravel bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.4.2.3)", "Sublittoral sandy bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.5.2.4)".

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

Relevant types within "Sublittoral coarse sediments (SCS), Sublittoral sands (SSA) and Sublittoral macrophytes communities (SMP)".

EUNIS classification:

Relevant types within "A4.4, A4.55, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.4, A4.55, A7.32, A4.51, A4.53, A4.552, 4.521, A4.521, A4.513, A6.22, A4.51, A4.141, A4.13, A8.13".

4. Associated habitats:

Sandbanks can be found in association with mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide (1140), with Posidonia beds (1120) and reefs (1170). Sandbanks may also be a component part of habitat 1130 Estuaries and habitat 1160 Large shallow inlets and bays.

5. Literature:

AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.

DYER KR & HUNTLEY DA (1999). The origin, classification and modelling of sand banks and ridges. Continental Shelf Research 19 1285-1330

CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHEN, K.O. & REKER, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)

ERICSON, L. & WALLENTINUS, H.-G. (1979). Sea-shore vegetation around the Gulf of Bothnia. Guide for the International Society for Vegetation Science, July-August 1977. *Wahlenbergia* 5:1 – 142.

-
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002).** EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>)
- HAROUN, R.J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., DÍAZ DE CASTRO, J. & PRUD'HOMME VAN REINE, W.F. (2002).** A check-list of the marine plants from the Canary Islands (Central Eastern Atlantic Ocean). *Botanica Marina*. 45: 139-169.
- HELCOM (1998).** Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.: 126pp.
- KAUTSKY, N. (1974).** Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.
- LAPPALAINEN, A., HÄLLFORS, G. & KANGAS, P. (1977).** *Littoral benthos of the northern Baltic Sea*. IV. Pattern and dynamics of macrobenthos in a sandy bottom *Zostera marina* community in Tvärminne.
- NORDHEIM, H. VON, NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996).** Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. Helgol. Meeres-untersuchungen. 50 (suppl.): 136 pp.
- NORDISKA MINISTERRÅDET (2001).** Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.
- OULASVIRTA, P., LEINIKKI, J. & REITALU, T. (2001).** Underwater biotopes in Väinameri and Kõpu area, Western Estonia. *The Finnish Environment* 497.
- PAVÓN-SALAS, N., HERRERA, R., HERNÁNDEZ-GUERRA, A. & HAROUN R. (2000).** Distributional pattern of sea grasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *J. Coastal Research*, 16: 329-335.
- PÅHLSSON, L. (ED.) (1994).** Vegetationstyper i Norden. TemaNord 1994: 665. 627 pp.
- PERÈS J. M. & PICARD J. (1964).** Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.
- RAVANKO, O. (1968).** MACROSCOPIC GREEN, BROWN AND RED ALGAE IN THE SOUTHWESTERN ARCHIPELAGO OF FINLAND. *ACTA BOT. FENNICA* 79: 1-50.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994).** Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1120* Posidonia beds (*Posidonia oceanica*)

PAL.CLASS.: 11.34

1) Beds of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile characteristic of the infralittoral zone of the Mediterranean (depth: ranging from a few dozen centimetres to 30 - 40 metres). On hard or soft substrate, these beds constitute one of the main climax communities. They can withstand relatively large variations in temperature and water movement, but are sensitive to desalination, generally requiring a salinity of between 36 and 39‰.

2) Plants: *Posidonia oceanica*.

Animals: Molluscs- #*Pinna nobilis*; Echinoderms- *Asterina pancerii*, *Paracentrotus lividus*; Fish-

Epinephelus guaza, *Hippocampus ramulosus*.

5) **Belsher, T. et al (1987).** *Livre rouge des espèces menacées de France - tome 2, espèces marines et littorales menacées*, Ed. F. de Beaufort. Museum National d'Histoire Naturelle - Paris.

1130 Estuaries

PAL.CLASS.: 13.2, 11.2

1) Downstream part of a river valley, subject to the tide and extending from the limit of brackish waters. River estuaries are coastal inlets where, unlike 'large shallow inlets and bays' there is generally a substantial freshwater influence. The mixing of freshwater and sea water and the reduced current flows in the shelter of the estuary lead to deposition of fine sediments, often forming extensive intertidal sand and mud flats. Where the tidal currents are faster than flood tides, most sediments deposit to form a delta at the mouth of the estuary.

Baltic river mouths, considered as an estuary subtype, have brackish water and no tide, with large wetland vegetation (helophytic) and luxurious aquatic vegetation in shallow water areas.

2) Plants: Benthic algal communities, *Zostera* beds e.g. *Zostera noltii* (*Zosteretea*) or vegetation of brackish water: *Ruppia maritima* (= *R. rostellata* (*Ruppietea*)); *Spartina maritima* (*Spartinetea*); *Sarcocornia perennis* (*Arthrocnemetea*). Both species of fresh water and brackish water can be found in Baltic river mouths (*Carex* spp., *Myriophyllum* spp., *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp., *Scirpus* spp.).

Animals: Invertebrate benthic communities; important feeding areas for many birds.

3) Corresponding categories

German classification : "D2a Ästuar (Fließgewässermündungen mit Brackwassereinfluß u./od.

Tidenhub eingeschlossen werden", "050105 Brackwasserwatt des Ästuar an der

Nordsee", "050106 Süßwasserwatt im Tideeinfluß des Nordsee".

4) An estuary forms an ecological unit with the surrounding terrestrial coastal habitat types. In terms of nature conservation, these different habitat types should not be separated, and this reality must be taken into account during the selection of sites.

5) **Brunet, R. et al.** *Les mots de la géographie-dictionnaire critique*. Ed. Reclus.

Gillner, W. (1960). Vegetations- und Standortsuntersuchungen in den Strandwiesen der schwedischen Westküste. *Acta Phytogeogr. Suec.* 43:1-198.

1140 Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide

PAL.CLASS.: 14

1) Sands and muds of the coasts of the oceans, their connected seas and associated lagoons, not covered by sea water at low tide, devoid of vascular plants, usually coated by blue algae and diatoms. They are of particular importance as feeding grounds for wildfowl and waders. The diverse intertidal communities of invertebrates and algae that occupy them can be used to define subdivisions of 11.27,

eelgrass communities that may be exposed for a few hours in the course of every tide have been listed under 11.3, brackish water vegetation of permanent pools by use of those of 11.4.

Note: Eelgrass communities (11.3) are included in this habitat type.

1150* Coastal lagoons

PAL.CLASS.: 21

1) Lagoons are expanses of shallow coastal salt water, of varying salinity and water volume, wholly or partially separated from the sea by sand banks or shingle, or, less frequently, by rocks. Salinity may vary from brackish water to hypersalinity depending on rainfall, evaporation and through the addition of fresh seawater from storms, temporary flooding of the sea in winter or tidal exchange. With or without vegetation from *Ruppia maritima*, *Potamogeton*, *Zostera* or *Chara* (CORINE 91: 23.21 or 23.22).

- Flads and gloes, considered a Baltic variety of lagoons, are small, usually shallow, more or less delimited water bodies still connected to the sea or have been cut off from the sea very recently by land upheaval. Characterised by well-developed reedbeds and luxuriant submerged vegetation and having several morphological and botanical development stages in the process whereby sea becomes land.

- Salt basins and salt ponds may also be considered as lagoons, providing they had their origin on a transformed natural old lagoon or on a saltmarsh, and are characterised by a minor impact from exploitation.

2) Plants: *Callitriche* spp., *Chara canescens*, *C. baltica*, *C. connivens*, *Eleocharis parvula*, *Lamprothamnion papulosum*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus baudotii*, *Ruppia maritima*, *Tolypella n. nidifica*. In flads and gloes also *Chara* ssp. (*Chara tomentosa*), *Lemna trisulca*, *Najas marina*, *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp., *Stratiotes aloides*, *Typha* spp.

Animals: Cnidaria- *Edwardsia ivelli*; Polychaeta- *Armandia cirrhosa*; Bryozoa- *Victorella pavida*; Rotifera - *Brachionus* sp.; Molluscs- *Abra* sp., *Murex* sp.; Crustaceans- *Artemia* sp.; Fish- *Cyprinus* sp., *Mullus barbatus*; Reptiles- *Testudo* sp.; Amphibians- *Hyla* sp.

3) Corresponding categories

German classification : "0906 Strandsee", "240601 Brackwassersee im Ostseeküstenbereich".

4) Saltmarshes form part of this complex.

5) **Bamber et al. (1992)**. On the ecology of brackish lagoons in Great Britain. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 65-94.

Barnes, R.S.K. (1988). The faunas of landlocked lagoons: chance differences and problems of dispersal. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 26, 309 - 18.

Munsterhjelm, R. (1995). The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fennica* (in print).

Palmer, M.A., Bell, S.L., Butterfield, I. (1992). A botanical classification of standing waters: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 125-143.

1160 Large shallow inlets and bays

PAL.CLASS.: 12

1) Large indentations of the coast where, in contrast to estuaries, the influence of freshwater is generally limited. These shallow ¹ indentations are generally sheltered from wave action and contain a great diversity of sediments and substrates with a well developed zonation of benthic communities. These communities have generally a high biodiversity. The limit of shallow water is sometimes defined by the distribution of the *Zosteretea* and *Potametea* associations.

Several physiographic types may be included under this category providing the water is shallow over a major part of the area: embayments, fjords, rias and voes.

2) Plants: *Zostera* spp., *Ruppia maritima*, *Potamogeton* spp. (e.g. *P. pectinatus*, *P. praelongus*), benthic algae.

Animals: Benthic invertebrate communities.

3) Corresponding categories

German classification : "B31 naturnaher Boddengewässerkomplex",
"B32

Boddengewässerkomplex, geringe Belastung", "A2a Flachwasserzonen der Nordsee
(Meeresarme u. -buchten, incl. Seegraswiesen)".

5) **Luther, (1951).** Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Süd-Finnland. I. Allgemeiner Teil. ABF 49, 1-232. II Spezieller Teill. ABF 50, 1-370.

¹ National experts consider inappropriate to fix a maximum water depth, since the term 'shallow' may have different ecological interpretations according to the physiographic type considered and geographical location.

1170 Reefs

PAL.CLASS.: 11.24, 11.25

1. Definition of the habitat:

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and cor-allogenic concretions.

Clarifications:

- “*Hard compact substrata*” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally >64 mm in diameter).
- “*Biogenic concretions*” are defined as: concretions, encrustations, corallogenic concretions and bi-valve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.
- “*Geogenic origin*” means: reefs formed by non biogenic substrata.
- “*Arise from the sea floor*” means: the reef is topographically distinct from the surrounding sea-floor.
- “*Sublittoral and littoral zone*” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.
- Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.
- Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.
- A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: Hydrothermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

2. Examples for typical reef species

2.1 Reef vegetation:

North Atlantic including North Sea and Baltic Sea:

A large variety of red, brown and green algae (some living on the leaves of other algae).

Atlantic (Cantabric Sea, Bay of Bizcay): *Gelidium sesquipedale* communities associated with brown algae (*Fucus*, *Laminaria*, *Cystoseira*), and red algae (Corallinaceae, Ceramiceae, Rhodomelaceae).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands) and Mediterranean:

Cystoseira/*Sargassum* beds with a mixture of other red algae (*Gelidiales*, *Ceramiales*), brown algae (*Dictyotales*) and green algae (*Siphonales*, *Siphonocladales*).

2.2. Examples for typical reef animals:

2.2.1 Examples for animals forming biogenic reefs:

North Atlantic including North Sea:

Polychaetes (e.g. *Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis*), bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp.) and cold water corals (e.g. *Lophelia pertusa*).

Atlantic (Gulf of Cádiz): Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks), *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks), (*Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks). *Solenosmilia variabilis* community (banks). Gorgonians communities: Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata* and *Viminella flagellum*; Facies of *Leptogorgia* spp.; Facies of *Elisella paraplexauroides*; Facies of *Acanthogorgia* spp. and *Paramuricea* spp. *Filigrana implexa* formations.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Warm water corals (*Dendrophilia*, *Anthiphatas*), serpulids, polychaetes, sponges, hydrozoan and bryozoan species together with bivalve molluscs (*Sphondyllus*, *Pinna*).

Baltic Sea: Bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp., *Dreissena polymorpha*).

Mediterranean: Serpulid polychaetes, bivalve molluscs (e.g. *Modiolus* sp. *Mytilus* sp. and oysters). Polychaetes (e.g. *Sabellaria alveolata*).

South-West Mediterranean: *Dendropoma petraeum* reefs (forming boulders) or in relation with the red calcareous algae *Spongites* spp or *Litophyllum lichenoides*. *Filigrana implexa* formations. Gorgonians communities: Facies of holoaxonia gorgonians (*Paramuricea clavata* “forest”, *Eunicella singularis* “forest”), mixed facies of gorgonians (*Eunicella* spp, *P. clavata*, *E. paraplexauroides*, *Leptogorgia* spp). Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata*; Facies of scleroaxonia gorgonians (*Corallium rubrum*). Madreporarians communities: *Cladocora caespitosa* reefs, *Astroides calycularis* facies. Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks); *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks): *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks).

West Mediterranean: Polychaetes (exclusively *Sabellaria alveolata*).

2.2.2 Examples for non reef forming animals:

North Atlantic including North Sea:

In general sessile invertebrates specialized on hard marine substrates such as sponges, anthozoa or cnidaria, bryozoans, polychaetes, hydroids, ascidians, molluscs and cirripedia (barnacles) as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Gorgonians, hydrozoans, bryozoan and sponges, as well as diverse mobile species of crustacean, molluscs (cephalopoda) and fish.

Baltic Sea: Distribution and abundance of invertebrate species settling on hard substrates are limited by the salinity gradient from west to east. Typical groups are: hydroids, ascidians, cirripedia (barnacles), bryozoans and molluscs as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Mediterranean: Cirripedia (barnacles), hydroids, bryozoans, ascidians, sponges, gorgonians and polychaetes as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

3. Corresponding categories:

German classification:

„Benthal der Nordsee mit Hartsubstrat (010204)“, „Riffe der Nordsee (010204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (030204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich (030206)“, „Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)“, „Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)“, „Sabellaria- Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)“, „Felswatt der Nordsee (050104)“, „Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee (050107)“;

„Benthal der Ostsee mit Hartsubstrat (020204)“, „Riffe der Ostsee (020204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (040204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Kies- und Hartsubstrat, makrophytenreich (040206)“,

„Miesmuschelbank des Sublitorals der Ostsee (040207)“, „Vegetationsreiches Windwatt mit Hartsubstrat (060203) (Ostsee)“.

Barcelona Convention:

“Biocenosis of supralittoral rock (I.4.1.)”, “Biocenosis of the upper mediolittoral rock (II.4.1.)”, “Biocenosis of the lower mediolittoral rock (II.4.2.)”, “Biocenosis of infralittoral algae (III.6.1.)”, “Coralligenous (IV.3.1.)”, “Biocenosis of shelf-edge rock (IV.3.3)”, “Biocenosis of deep sea corals present in the Mediterranean bathyal (V.3.1.)”.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

“Littoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with LR)”, “Infralittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with IR)”, “Circalittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with CR)”, “Littoral biogenic reefs (biotopes beginning with LBR)” and “Sublittoral biogenic reefs (biotopes beginning with SBR)”.

EUNIS classification :

Relevant types within “A1.1, A1.1/B-ELR.MB, A1.2, A1.2/B-MLR.MF, A1.3, A1.3/B-SLR, A1.4,

A1.5, A1.6, A2.8, A3.1, A3.2, A3.2/M-III.6.1.(p), A3.2/H-02.01.01.02.03, A3.2/H-02.01.02.02.03, A3.3, A3.4, A3.5, A3.6, A3.6/B-MCR.M, A3.7, A3.8, A3.9, A3.A, A3.B, A3.C, A4.6, A5.1, A5.6", A6.2, A6.3.

HELCOM classification:

"Sublittoral soft rock reefs of the photic zone with little or no macrophyte vegetation (2.1.1.2.3)", "Hydrolittoral soft rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.1.3.3)", "Sublittoral solid rock reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.1.2.2.3)", "Hydrolittoral solid rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.2.3.3)", "Sublittoral stony reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.2.2.3)", "Stony reefs of the hydrolittoral zone with or without macrophyte vegetation (2.2.3.3)".

Trilateral Wadden Sea Classification (von Nordheim et al. 1996):

"Sublittoral (old) blue mussel beds (03.02.07)", "Sublittoral oyster reefs (03.02.08)", "Sublittoral sabel-laria reefs (03.02.09)", "Eulittoral (old) blue mussel beds (05.01.07)", "Benthic zone, stony and hard bottoms, rich in macrophytes, incl. artificial substrates (03.02.06)", "Benthic zone, stony and hard bot-toms, few macrophytes (03.02.04)".

Nordic classification (Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001):

"Klippbottnar (7.7.1.3; 7.7.2.3; 7.7.3.3; 7.7.4.3; 7.7.5.3; 7.8.1.3; 7.8.2.3; 7.8.3.4; 7.8.4.3; 7.8.5.3; 7.8.6.13; 7.8.7.16)", "Sublittorale samfund på sten- och klippebund (7.9.1.2)", "Sublittorale samfund på stenbund (7.9.2.2; 7.9.3.2)".

4. Associated habitats:

Reefs can be found in association with "vegetated sea cliffs" (habitats 1230, 1240 and 1250) "sandbanks which are covered by sea water all the time" (1110) and "sea caves" (habitat 8830). Reefs may also be a component part of habitat 1130 "estuaries" and habitat 1160 "large shallow inlets and bays".

5. References:

AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.

BALLESTEROS E. (1988). Estructura de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en el Mediterraneo noroccidental. *Inv. Pesq.* 52 (3): 313-334.

BALLESTEROS E. (1990). Structure and dynamics of the *Cystoseira caespitosa* (Fucales, Phaeophyceae) community in the North-Western Mediterranean. *Scient. Mar.* 54 (2): 155-168.

BELLAN-SANTINI D. (1985). The Mediterranean benthos: reflections and problems raised by a classification of the benthic assemblages. In: J.E. Treherne (Ed.) "Mediterranean Marine Ecosystems" pp. 19-48.

BIANCHI, C.N., HAROUN, R., MORRI, C. & WIRTZ, P. (2000). The subtidal epibenthic communities off Puerto del Carmen (Lanzarote, Canary Islands). *Arquipélago, Sup.2 (Part A)*: 145-155.

BORJA, A., AGUIRREZABALAGA, F., MARTÍNEZ, J., SOLA, J.C., GARCÍA-

- ARBERAS, L., & GOROSTIAGA (2003).** Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A. & Collins, M. (Ed.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series n. 70: 27-50.
- BOUDOURESQUE C.F. (1969).** Etude qualitative et quantitative d'un peuplement algal à *Cystoseira mediterranea* dans la région de Banyuls sur Mer. *Vie Milieu* 20: 437-452.
- CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHERN, K.O. & REKER, J.B. (2003).** The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002).** EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/EUNIS/home.html>)
- GIACCONE G. & BRUNI A. (1972-1973).** Le Cistoseire e la vegetazione sommersa del Mediterraneo. *Atti dell' Istituto Veneto de Scienze* 81: 59-103.
- GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & HAROUN R.J. (2004).** Litoral y Fondos Marinos del Parque Nacional de Timanfaya. En: *Parques Nacionales Españoles*. MMA/Ed. Canseco, Madrid (en prensa).
- HAROUN, R. Y HERRERA R. (2001).** "Diversidad Taxonómica Marina" En: J.M. Fernández-Palacios y J.L. Martín Esquivel (Eds.), *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, Ed. Turquesa, S/C de Tenerife, pp. 127-131.
- HELCOM (1998).** Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.: 126pp.
- HOLT, T.J., REES, E.I., HAWKINS, S.J. & SEED, R. (1998).** Biogenic Reefs (volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 170 pp. (www.ukmarinesac.org.uk/biogenic-reefs.htm)
- KAUTSKY, N. (1974).** Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.
- MONTESANTO B. & PANAYOTIDIS P. (2000).** The *Cystoseira* spp. communities from the upper the Aegean Sea. *J. mar. biol. Ass., U.K.* 80:357-358.
- von NORDHEIM, H., NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996).** Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. Helgol. Meeresuntersuchungen. 50 (suppl.): 136 pp.
- NORDISKA MINISTERRÅDET (2001).** Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.
- MEDINA, M., HAROUN, R.J. y WILDPRET, W., (1995).** Phytosociological study of the *Cystoseira abies-marina* community in the Canarian Archipelago. *Bull. Museu Mun. Funchal, Sup.* 4: 433-439.
- PANAYOTIDIS P., DIAPOULIS A., VARKITZI I. & MONTESANTO B. (2001).** *Cystoseira* spp. used for the typology of the NATURA-2000 code 1170 ("reefs") at the Aegean Sea (NE Mediterranean). Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Ajaccio 3-4 October 2000, pages 168-172.
- PERÈS J. M. & PICARD J. (1964).** Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée.

Rec. Trav. St. Mar. Endoume 31 (47): 5-137.

RAVANKO, O. (1968). Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. *Acta Bot. Fennica* 79: 1-50.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1180 Submarine structures made by leaking gases

PAL.CLASS.: 11.24

1. Definition of the habitat

Submarine structures consist of sandstone slabs, pavements, and pillars up to 4 m high, formed by aggregation of carbonate cement resulting from microbial oxidation of gas emissions, mainly methane. The formations are interspersed with gas vents that intermittently release gas. The methane most likely originates from the microbial decomposition of fossil plant materials.

The first type of submarine structures is known as “bubbling reefs”. These formations support a zonation of diverse benthic communities consisting of algae and/or invertebrate specialists of hard marine substrates different to that of the surrounding habitat. Animals seeking shelter in the numerous caves further enhance the biodiversity. A variety of sublittoral topographic features are included in this habitat such as: overhangs, vertical pillars and stratified leaf-like structures with numerous caves.

The second type are carbonate structures within “pockmarks”. “Pockmarks” are depressions in soft sediment seabed areas, up to 45 m deep and a few hundred meters wide. Not all pockmarks are formed by leaking gases and of those formed by leaking gases, many do not contain substantial carbonate structures and are therefore not included in this habitat. Benthic communities consist of invertebrate specialists of hard marine substrata and are different from the surrounding (usually) muddy habitat. The diversity of the infauna community in the muddy slope surrounding the “pockmark” may also be high.

2. Characteristic species:

“Bubbling reefs”

Plants: If the structure is within the photic zone, marine macroalgae may be present such as

Laminariales, other foliose and filamentous brown and red algae.

Animals: A large diversity of invertebrates such as Porifera, Anthozoa, Polychaeta, Gastropoda, Decapoda, Echinodermata as well as numerous fish species are present. Especially the polychaete *Polycirrus norwegicus* and the bivalve *Kellia suborbicularis* are associated species of the “bubbling reefs”.

“Pockmarks”

Plants: Usually none.

Animals: Invertebrate specialists of hard substrate including Hydrozoa, Anthozoa, Ophiuroidea and

Gastropoda. In the soft sediment surrounding the pockmark Nematodae, Polychaeta and Crustacea are present.

3. Associated habitats:

“Bubbling reefs” can be found in association with the habitat types ”sandbanks, which are covered by sea water all the time (1110)” and “reefs (1170)”.

4. Geographical distribution and regional varieties:

Shallow water examples of “bubbling reefs” colonised by macroalgae and/or animals are observed in Danish waters in the littoral and sublittoral zone from 0 to 30 m water depth. They are present in the northern Kattegat and in the Skagerrak and follow a NW SE direction parallel to the Fennoscandian fault line.

“Pockmarks” are found in many areas of the European shelf seas. Deep water examples of pockmarks with benthic fauna communities exists at approximately 100 m water depth in the UK part of the North Sea as depressions in areas of predominantly muddy seabed. Examples of extensive areas with pockmarks are found on the Galician coast (Spain) at the bottom of Rias at a more shallow water depth compared to the pockmarks in the North Sea. Present emission of gas has been reported, as well as other inactive pockmarks filled by more modern sediments. Another difference with the “bubbling reefs” of the Danish coast is that gas stocks are closer to the present bottom surface.

5. Corresponding categories:

HELCOM classification:

All subtypes under “Bubbling reefs (2.10)” EUNIS:

Relevant types under A3.C.

6. Literature :

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112

DANDO, P.R. ET AL. (1991). Ecology of a North Sea Pockmark with an active methane seep. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 70: 49-63.

HANSEN, J.M. (1988). Koraller i Kattegat, kortlægning. *Miljøministeriets, Skov- og Naturstyrelsen.*

HOVLAND M. & JUDD A.G. (1988). Seabed Pockmarks and seepages: Impact on Geology, Biology and the Marine Environment. *Graham & Trotman, London.* 245pp.

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112.

JOHNSTON, C. J., TURNBULL, C. G. & TASKER, M. L. (2002). Natura 2000 in UK Offshore Waters: Advice to support the implementation of the EC Habitats and Birds Directives in UK offshore waters. JNCC Report 325.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1989). Holocene methane-derived dolomite-cemented sandstone pillars from Kattegat, Denmark. *Mar. Geol.*, vol. 88: 71-81.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1990). Shallow hydrocarbon gas in the northern Jutland-Kattegat region, Denmark. *Bull. Geol. Soc.*, vol. 38: 69-76.

LAIER, T. ET AL. (1991). Kalksøjler og gasudslip i Kattegat, seismisk kortlægning af området nord-vest for Hirsholmene. *Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelse.*

Other rocky habitats

8330 Submerged or partially submerged sea caves

PAL.CLASS.: 12.7, 11.26, 11.294

- 1) Caves situated under the sea or opened to it, at least at high tide, including partially submerged sea caves. Their bottom and sides harbour communities of marine invertebrates and algae.

Kolofon

Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nisum Bredning 2011/2012

Af Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Kerstin Geitner og Finn Larsen

Oktober 2011

DTU Aqua-rapport nr. 245-2011

ISBN 978-87-7481-147-3

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Forsidefoto: Peter Jensen

Danmarks Tekniske Universitet

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

Jægersborg Allé 1

2920 Charlottenlund

Tlf: 35 88 33 00

aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk

Reference: Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nisum Bredning 2011/2012. Dolmer P., Poulsen L.K., Christoffersen M., Geitner K., & Larsen F. DTU Aqua-rapport nr. 245-2011. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 57 s. + bilag

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studentspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis instituttets.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc. The views and conclusions are not necessarily those of the Institute.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.